Руководство по картированию 2004

Конвенция ЭКЕ ООН по трансграничному загрязнению воздуха на большие расстояния

> РУКОВОДСТВО по методологиям и критериям

МОДЕЛИРОВАНИЯ И КАРТИРОВАНИЯ КРИТИЧЕСКИХ НАГРУЗОК И УРОВНЕЙ,

влияния атмосферных загрязнений, а также рисков и трендов



www.icpmapping.org

Предисловие

Настоящее Руководство является основным пособием для моделирования и картирования критических уровней и нагрузок, а также значений, превышающие критические, и для динамического моделирования закисления. Оно должно помочь участникам Конвенции ЭКЕ ООН (Экономическая комиссия ООН для Европы) по трансграничному загрязнению воздуха на большие расстояния (CLRTAP) выполнять свои обязательства в отношении применения гармонизированных методов с целью получения данных для оценки воздействия и рисков. Эта работа осуществляется в рамках Международной программы сотрудничества по моделированию и картированию критических нагрузок и уровней, воздействия атмосферных загрязнений, а также рисков и трендов (ICP M&M). Эта программа была создана в 1988 году под руководством Германии; ее председателем с самого начала и до 2002 года был Хайнц Грегор, оказавший большое влияние на определение критических уровней и нагрузок и на ту роль, которую они играют в борьбе стран Европы за снижение выбросов.

Новое, полностью пересмотренное издание настоящего Руководства в основном обсуждалось и было принято на 19-й встрече Специальной группы ICP M&M в городе Тарту, Эстония (май 2003 г.); некоторые дополнительные части обсуждались и были приняты участниками 20-й встречи в Лаксенбурге, Австрия (май 2004 г.). Рабочая группа по воздействиям рассмотрела и отредактировала настоящее Руководство в 2003 году и рекомендовала его участникам Конвенции для дальнейшего использования. Настоящее издание заменяет предыдущее (1996 г.) издание Руководства, его промежуточные обновления и все остальные пособия, опубликованные в области моделирования и картирования.

Настоящее пересмотренное издание содержит новую научную информацию и методы, разработанные в процессе экспериментов по моделированию и картированию, которыми руководил Координационный центр по воздействиям, а также информацию и методы, представленные на недавних семинарах ЭКЕ ООН. Общие научные сведения и источники дополнительной информации, относящейся к методам, описанным в настоящем Руководстве, упоминаются или содержатся в соответствующих главах или приложениях.

Национальные фокальные центры внесли большой вклад в разработку методов и проверку их применения на национальном уровне. Полный пересмотр самого Руководства стал возможен только благодаря участию в нем многих ученых. Главными авторами/редакторами были:

- Тиль Шпрангер (Till Spranger), гл. 1;
- редакционная группа под руководством Рона Смита (Ron Smith) и Дэвида Фаулера (David Fowler), гл. 2;
- редакционная группа по растительности Международной программы сотрудничества под руководством Джины Миллз (Gina Mills), гл. 3;
- материалы Международной программы сотрудничества, гл. 4;
- Максимилиан Пош (Maximilian Posch), гл 5.1 5.4 (совместно с Джейн Холл и многими другими);
- экспертная группа по критическим нагрузкам тяжелых металлов под руководством Гудрун Шютце (Gudrun Schütze), гл. 5.5;
- Максимилиан Пош (Maximilian Posch), Жан-Пол Хеттелинг (Jean-Paul Hettelingh) и Яаап Слоотвег (Jaap Slootweg), гл. 6;
- Максимилиан Пош (Maximilian Posch), гл. 7 и 8;

Привлекательное новое оформление и презентация в интернете выполнены Гансом-Дитером Нагелем (Hans-Dieter Nagel) и его сотрудниками. Главным средством распространения должен служить интернет; обновления и дополнения можно найти по адресу: http://www.icpmapping.org.

Спасибо всем, кто внес свой вклад в нашу работу!

Тиль Шпрангер, председатель Специальной группы по моделированию и картированию

1 Введение

1.1 Концепция критических нагрузок и уровней конвенции ЭКЕ ООН по трансграничному загрязнению воздуха на большие расстояния

1.2 Цели Международной программы сотрудничества по моделированию и картированию

1.3. Разделение задач внутри программы

1.3.1 Полномочия специальной группы программы моделирования и картирования

1.3.2 Полномочия Координационного Центра по Воздействиям (ССЕ)

1.3.3 Обязанности национальных фокальных центров

1.4. Задачи настоящего руководства

1.5. Структура и область интересов настоящего руководства

Ссылки

2 Рекомендации относительно картирования уровней концентрации и нагрузок отложений

2.1 Общие замечания и задачи

2.1.1 Разрешение карт и применение концепции критических нагрузок

2.2 Параметры, наносимые на карты

2.3 Методы картирования, предположения, на которых они основаны, и требования к данным

2.3.1 Ссылки на списки выбросов

2.3.2 Количественная оценка и методы картирования: временные и пространственные масштабы

2.3.3 Картирование метеорологических параметров

2.3.4 Картирование концентраций и отложений озона (O₃)

2.3.5 Картирование концентраций двуокиси серы (SO₂) и отложения окисленной серы (SO_x)

2.3.6 Картирование концентраций оксидов азота (NO_x) и отложений окисленного азота (NO_y)

2.3.7 Картирование концентрации аммиака (NH₃), отложений пониженного азота (NH_x) и общего отложения азота

2.3.8 Картирование отложения базовых катионов и хлорида

2.3.9 Картирование общего потенциального кислотного отложения

2.3.10 Неясности методов определения количества и картирования

2.4 Использование карт нагрузки и концентрации отложения

3 Картирование критических уровней для растительности

3.1 Общие замечания и задачи

3.2 Критические уровни для SO₂, NO_x, NH₄ и O₃

3.2.1 SO₂

3.2.2 NOx

3.2.3 NH₃

3.2.4 O₃

3.3 Научные основы критических уровней озона

3.3.1 Культуры

3.3.1.1 Чувствительность культур к озону

3.3.1.2 Основанные на устьичном потоке критические уровни снижения урожайности пшеницы и картофеля

3.3.1.3 Основанные на АОТХ критические уровни для снижения потери урожайности

3.3.1.4 Критический уровень, основанный на VPD-модифицированном АОТ30 для видимых повреждений культур

3.3.2 (Полу-) естественная растительность

3.3.3 Лесные деревья

3.3.3.1 Условные, основанные на потоке критические уровни

3.3.3.2 Основанные на АОТХ критические уровни для лесных деревьев

3.4 Расчет превышения основанных на устьичных потоках критических уровней озона

3.4.1 Этапы расчета АF_{st}Y и превышения CLe_f

3.4.2 Концентрации озона на высоте полога

3.4.3 Период накопления

3.4.4 Алгоритм устьичного потока

3.4.5 Расчет АF_{st}Y и превышения CLe_f для сельскохозяйственных культур

3.4.5.1 Концентрация озона на вершине полога, для пшеницы и картофеля

3.4.5.2 Оценка периода накопления потока озона для пшеницы и картофеля

3.4.5.3 Параметризация моделей устьичного потока для пшеницы и картофеля

3.4.6 Расчет АF_{st}Y и превышения CLe_f для лесных деревьев

3.4.6.1 Концентрация озона на вершине лесного полога

3.4.6.2 Параметризация модели устьичного потока для бука и березы

3.5 Расчет превышения основанных на концентрации критических уровней для озона

3.5.1 Этапы расчета превышения АОТХ и CLe_c

3.5.2 Расчет превышений АОТХ и CLec для сельскохозяйственных культур

3.5.2.1 Концентрации озона на высоте полога для сельскохозяйственных культур

3.5.2.2 Период накопления для сельскохозяйственных культур

3.5.3 Расчет превышения АОТХ и CLe_c для садовых культур

3.5.3.1 Концентрации озона на высоте полога садовых культур

3.5.3.2 Период накопления для садовых культур

3.5.4 Расчет АОТХ_{VPD} и превышения краткосрочного критического уровня для озоновых повреждений

3.5.5 Расчет АОТХ и превышения CLec для (полу-) естественной растительности

3.5.5.1 Концентрация озона на высоте полога

3.5.5.2 Временные окна для расчета АОТ40 (полу -) естественной растительности

3.5.5.3 Картирование групп (полу-) естественной растительности, подвергаемых риску превышения критического уровня

3.5.6 Расчет превышения АОТХ и CLec для лесных деревьев

3.5.6.1 Концентрации озона на высоте полога

3.5.6.2 Временное окно для расчета воздействия озона на лесные деревья Приложение I Подход к оценке риска для лесных деревьев на основе максимальной допустимой концентрации озона

Приложение II Рекомендации относительно оценки воздействия озона на растительность с использования моделей, описанных в настоящей главе

Ссылки

4 Картирование воздействий на материалы

4.1 Введение – цели, определения и общие замечания

4.2 Картирование «допустимых коэффициентов коррозии» и «допустимых

уровней/нагрузок» для загрязняющих агентов

4.2.1 Введение

4.2.2 Функции зависимости от дозы

4.2.3 Расчет и картирование допустимых уровней/нагрузок и их превышения

4.2.4 Расчет и картирование издержек, возникающих из-за коррозии

4.2.5 Источники неясности

4.3 Прямые воздействия озона

4.4 Процедура сбора данных и картирования

4.4.1 Данные и масштаб картирования

4.4.2 Городские и сельские территории

Ссылки

5 Картирование критических нагрузок

- 5.1 Введение
- 5.2 Эмпирические критические нагрузки
- 5.2.1 Эмпирические критические нагрузки питательного азота
- 5.2.1.1 Введение
- 5.2.1.2 Данные
- 5.2.1.3 Классификация экосистем
- 5.2.1.4 Использование эмпирических критических нагрузок
- 5.2.1.5 Рекомендации
- 5.2.2 Эмпирические критические нагрузки по кислотности
- 5.3 Моделирование критических нагрузок для наземных экосистем
- 5.3.1 Критические нагрузки питательного азота (эвтрофикация)
- 5.3.1.1 Вывод модели
- 5.3.1.2 Допустимое выщелачивание азота
- 5.3.1.3 Источники и вывод входных данных
- 5.3.2 Критические нагрузки кислотности
- 5.3.2.1 Выведение модели: модель простого массового баланса (SMB)
- 5.3.2.2 Химические критерии и критическое выщелачивание кислотонейтрализующей способности
- 5.3.2.3 Источники и вывод входных данных
- 5.3.2.4 Возможные расширения модели SMB
- 5.4 Критические нагрузки на водные системы
- 5.4.1 Модель химии воды установившегося состояния (SSWC)
- 5.4.1.1 Выведение модели
- 5.4.1.2 Коэффициент F
- 5.4.1.3 Концентрация неантропогенного сульфата
- 5.4.1.4 Предел ANC
- 5.4.2 Эмпирическая диатомовая модель
- 5.4.3 Модель баланса кислотности первого порядка (FAB)
- 5.4.3.1 Вывод модели
- 5.4.3.2 Системы озер
- 5.4.4 Входные данные
- 5.5 Критические нагрузки кадмия, свинца и ртути
- 5.5.1 Общие методические аспекты картирования критических нагрузок тяжелых металлов
- 5.5.1.1 Расчеты различных типов критических нагрузок
- 5.5.1.2 Ограничения для объектов, позволяющие расчет критических нагрузок
- 5.5.1.3 Определения и обозначения/сокращения, используемые в расчетах критических нагрузок
- 5.5.1.4 Консервативный подход как альтернатива расчету превышения критического предела
- 5.5.2 Наземные экосистемы
- 5.5.2.1 Модель простого баланса установившегося состояния и соответствующие входные данные
- 5.5.2.2 Критические концентрации растворенного металла, выводимые из критических пределов в наземных экосистемах
- 5.5.3 Водные экосистемы
- 5.5.3.1 Критические нагрузки кадмия и свинца
- 5.5.3.2 Критические уровни ртути в осадках

5.5.4 Ограничения данного подхода и возможные будущие усовершенствования Ссылки

Приложение I Функции преобразования значений концентраций свинца и кадмия в различных фазах почвы

Приложение II Расчет полной концентрации металла исходя из концентраций свободных ионов при помощи модели WHAM

Приложение III Расчет критической полной водной концентрации из критической растворенной концентрации при помощи модели WHAM

6 Динамическое моделирование

6.1 Введение

6.1.1 Зачем нужно динамическое моделирование?

- 6.1.2 Ограничительные условия для динамического моделирования по конвенции LRTAP
- 6.2 Основные понятия и уравнения
- 6.2.1 Зарядные и массовые балансы
- 6.2.2 От установившегося состояния (критических нагрузок) к динамическим моделям
- 6.2.3 Конечные буферы
- 6.2.3.1 Катионный обмен
- 6.2.3.2 Иммобилизация азота
- 6.2.3.3 Адсорбция сульфата
- 6.2.4 От почв к поверхностным водам
- 6.2.5 Модели биологической реакции
- 6.2.5.1 Наземные экосистемы
- 6.2.5.2 Водные экосистемы
- 6.3 Имеющиеся динамические модели
- 6.3.1 Модель VSD
- 6.3.2 Модель SMART
- 6.3.3 Модель SAFE
- 6.3.4 Модель MAGIC
- 6.4 Входные данные и калибровка моделей
- 6.4.1 Входные данные
- 6.4.1.1 Усреднение свойств почвы
- 6.4.1.2 Данные, используемые также для расчетов критической нагрузки
- 6.4.1.3 Данные, необходимые для моделирования катионного обмена
- 6.4.1.4 Данные, нужные для балансов азота, сульфата и алюминия
- 6.4.2 Калибровка модели
- 6.5 Расчеты моделей и представление результатов моделей
- 6.5.1 Использование динамических моделей для интегральной оценки
- 6.5.2 Расчеты намеченной нагрузки
- 6.5.3 Представление результатов моделей Ссылки
- 7 Расчет превышений
- 7.1 Основные определения
- 7.2 Условные критические нагрузки N и S
- 7.3 Два загрязнителя
- 7.4 Поверхностные воды
- 7.4.1 Модель SSWC
- 7.4.2 Эмпирическая диатомовая модель
- 7.4.3 Модель FAB
- 7.5 Требуемые нагрузки

Ссылки

8 Основные вопросы, связанные с картированием

8.1 Сетка ЕМЕР

8.1.1 Полярная стереографическая проекция

8.1.2 Cemka EMEP

8.1.3 Область ячейки сетки ЕМЕР

8.2 Процентили и изолинии защиты

8.2.1 Функция кумулятивного распределения

8.2.2 Квантили и процентили

8.2.3 Функции процентиля и изолинии защиты

8.3 Среднее накопленное превышение

8.4 Превышение критической нагрузки и методы заполнения пустот

Ссылки



Глава 1 отредактирована Тилем Шпрангером (Германия), председателем специальной группы по моделированию и картированию.

www.icpmapping.org

Концепция критических нагрузок и уровней – это основанный на воздействии подход, который используется для определения снижения выбросов, с целью защиты экосистем и других рецепторов. Индикаторы устойчивости определяются для специфичных комбинаций загрязняющих агентов, воздействий и рецепторов (см. определения критических уровней в гл. 3, критических нагрузок – в гл. 5.1, индикаторов и критериев, используемых в динамических моделях – в гл. 6). Критические нагрузки и уровни представляют устойчивую контрольную точку, относительно которой можно сравнивать уровни загрязняющих агентов. В дальнейшем их можно использовать для расчета показателей выбросов конкретных стран относительно приемлемых уровней загрязнения воздуха (напр., определяемые снижения критических превышений нагрузки/уровня).

Разработка критических нагрузок/уровней и их применение в рамках политики снижения выбросов можно рассматривать как рисунок процесса, происходящего в окружающей среде, используя те же модели и методы, что и для поиска причины, но в обратной последовательности (Рис. 1):



Окружающая среда

Рисунок 1: Исследование окружающей среды/окружающая среда (адаптировано по Harald Sverdrup)

1.1. Концепция критических нагрузок и уровней Конвенции ЭКЕ ООН (Экономическая комиссия ООН для Европы) по трансграничному загрязнению воздуха на большие расстояния.

В 1970-х годах признали, что трансграничное загрязнение воздуха влечет за собой экологические и экономические последствия (напр. для лесной и рыбной промышленности), причиной которых являются кислотные воздушные загрязняющие агенты. Для работы с проблемой страны ЭКЕ ООН разработала законодательную, организационную и научную структуру. Конвенция по трансграничному загрязнению воздуха на большие расстояния (LRTAP) ЭКЕ ООН стала первым международным законодательным объединяющим инструментом для работы с проблемой загрязнения воздуха в широком региональном масштабе (см. http://www.unece.org/env/lrtap). Конвенция была подписана в 1979 году и вступила в силу в 1983.

Конвенция требует от участников сотрудничества в исследовании воздействий серных соединений и других основных загрязнителей воздуха на окружающую среду, включая сельское хозяйство, лесную промышленность, естественную растительность, водные экосистемы и материалы (Статья 7(d) Конвенции). Конвенция также призывает к обмену информацией по физико-химическим и биологическим данным, имеющим отношение к воздействию LRTAP и уровню ущерба, причиняемого, согласно этим данным, LRTAP (Статья 8(f) Конвенции). С этой целью исполнительный комитет Конвенции организовал рабочую группу по воздействиям (Working Group on Effects WGE), поддержку которой осуществляет ряд международных программ по сотрудничеству (International Cooperative Programmes – ICPs).

В 1986 рабочая программа под эгидой Совета Министров стран Скандинавии (Nordic Council of Ministers – Nilsson 1986) выработала научные определения критических нагрузок для серы и азота. Это послужило стимулом к работе под эгидой Конвенции, и в марте 1988 года были проведены два семинара, целью которых была дальнейшая оценка концепции критических уровней и нагрузок и получение актуальных цифр. Семинар в Бад Гарцбурге (Bad Harzburg – Германия) работал с критическими уровнями прямых воздействий воздушных агентов на леса, урожаи, полезные ископаемые и естественную растительность. Семинар в Скоклостере (Skokloster – Швеция, Nilsson и Grennfelt 1988) прорабатывал критические нагрузки для соединений серы и азота. Более того, в Бад Гарцбурге состоялось первое обсуждение возможного использования карт критических уровней/нагрузок для определения зон риска. Уже тогда предвидели, что это может сыграть важную роль в развитии этого направления.

Результатом этих семинаров стало одобрение исполнительным комитетом Конвенции учреждения программы по географическому отображению критических нагрузок и уровней (Специальная группа по картированию – Task Force on Mapping) в 1988 году под эгидой рабочей группы по воздействиям (WGE). Возглавила программу Германия (http://www.icpmapping.org). В 1989 году исполнительный комитет приветствовал предложение Нидерландов принять координационный центр по воздействиям¹ (CCE – Coordination Center for Effects), который был образован при Национальном институте здравоохранения и экологии (RIVM), г. Билтховен, Нидерланды (www.rivm.nl/CCE).

Полномочия специальной группы международной программы сотрудничества по моделированию и картированию критических нагрузок и уровней, влияния атмосферных загрязнений, а также рисков и трендов (ICP M&M)², координационного центра по воздействиям (CCE) и национальных фокальных центров (National Focal Centres)³ описаны ниже. Структура программы в рамках Конвенции показана на рис. 2:

¹ в нидерландском офисе по оценке экологической ситуации (www.rivm.nl/cce)

² организовано исполнительным органом в 1999 для замены группы по разметке, см. Гл. 1.3

³ В 2003 году в программе ICP M&M принимали активное участие 24 фокальных центра



Рисунок 2: Органограмма LRTAP

Конвенция была расширена посредством восьми протоколов, которые определяли конкретные обязательства или меры, принимаемые участниками. Обсуждались первые тематические протоколы, основанные на экономической и технологической информации (напр., лучшие из доступных технологий). В них были определены задачи по снижению выбросов, одинаковые для всех участников, как в процентном отношении, так и по сравнению с предыдущим годом. Воздействия выбросов не принимались во внимание.

Второе поколение протоколов появилось в июне 1994 года, когда тридцатью странами был подписан второй протокол по снижению серных выбросов («Протокол Осло»). В нем были определены основанные на воздействиях низкозатратные меры по снижению выбросов, которые отталкивались от анализа влияния и использования критических нагрузок. Долгосрочной задачей обсуждения снижения вредных выбросов в различных странах было устранение серных отложений, превышающих критические нагрузки, что позволило бы избежать дальнейших превышений нормы. Однако снижение выбросов двуокиси серы до получения уровней отложения

ниже критических нагрузок оказалось экономически возможным не для всех европейских экосистем. Даже при этих условиях переговоры основывались на оценке воздействий на окружающую среду и защиты экосистем, а так же и на технических и экономических соображениях.

Применение концепции критических уровней и нагрузок и роль карт критических уровней/нагрузок в разработке и внедрению стратегий контроля за загрязнениями воздуха показаны на рис. 3.



Рис. 3: Критические нагрузки и стратегии снижения

В качестве резюме к рисунку можно описать следующие действия:

- Определение методов и критериев по разработке и картированию критических нагрузок и уровней (семинары Конвенции);
- Получение международного признания (рабочая группа по воздействиям и исполнительный комитет);
- Картирование (основываясь на этом руководстве и на семинарах по обработке и картированию критических уровней/нагрузок);
- Определение зон избыточных отложений/концентраций на единицу;
- Использование результатов для разработки стратегий и обсуждения договоренностей.



Рис. 4: Составление карт превышения критических уровней/нагрузок (источник – Gauger et al. 2002, адаптировано)

Рис. 4 более детально, на национальном уровне, описывает, каким образом географическая информация по рецепторам, агентам и критическим уровням/нагрузкам объединяется в процессе разметки:

На практике карты критических нагрузок использовались в качестве критериев оценки необходимости снижения размеров отложений в каждой ячейке (единице) карт ЕМЕР. Сценарий выбросов можно получить, сравнив европейскую карту отложений с обработанными данными с европейской картой критических нагрузок. В поддержку протокола Осло стороны решили рассмотреть использование компьютерных моделей для оценки издержек и эффективности сценариев снижения выбросов. Одна из таких «моделей интегрированных оценок» - это модель Региональной информации и симуляции закисления (RAINS - Regional Acidification Information and Simulation). На рис. 5 показаны модули модели RAINS. Первый модуль отображает использование энергии, сельскохозяйственные и другие виды деятельности, в то время как соответствующие издержки контроля выбросов отражены в следующих двух модулях. В четвертом модуле рассматривается рассеивание в атмосфере, а в последнем – воздействие на окружающую среду. Модель RAINS может функционировать в двух строго определенных режимах. В режиме анализа сценариев модель работает в прямом направлении и на региональном уровне прогнозирует шаблон концентраций/отложений, которые будут иметь место в результате определенного сочетания видов экономической деятельности, а также издержки и выгоды альтернативных стратегий контроля за выбросами. В режиме оптимизации RAINS определяет наименее затратный путь к достижению заданного уровня отложений. Пользователь имеет возможность различными способами определять задачи по улучшению экологической обстановки: это может быть определенный процент снижения показателей, превышающих критические нагрузки, шаблон отложений за предыдущие годы и т.д. Этот режим работы RAINS особенно активно использовался в Европе в политических переговорах. Пожалуйста, обратите внимание, что это – спецификация и расширение общей концепции, как она показана на рис. 1.



*ТЧ – Твердые частицы (от англ. PM – Particulate Matter)

Рис. 5: Схема модели RAINS (Markus Amann, IIASA, адаптирована)

После переговоров по протоколу Осло уровень сложности работы в ІСР М&М возрос.

Во-первых, была разработана более сложная формулировка критических нагрузок: она использовалась в поддержку протокола 1999 года по снижению уровня закисления, эутрофикации и озона на уровне земли (Готенбургский протокол). В нем утверждается, что:

 а) сера, так же как и окисленный и пониженный азот, вносит вклад в закисление. Соответственно, необходимо определить две критических нагрузки для кислотности – критическая нагрузка для серной кислотности и азотной кислотности (см. гл. 5.1 – 5.4).

- б) как окисленный азот, так и летучие органические соединения способствуют образованию озона в тропосфере, критический уровень которого был определен для лесов, урожаев и естественной растительности (см. гл. 3.2.4).
- в) небольшой уровень отложений азота, который может быть нейтрализован растительностью или иммобилизирован, не причиняет экосистеме вреда (см. гл. 5.3).
- г) отложение как окисленного, так и пониженного азота, превышающее

критическую нагрузку для азота в продуктах питания, способствует эутрофикации (см. гл. 5.1 – 5.3).

Во-вторых, был разработан основанный на воздействиях подход относительно тяжелых металлов с целью подготовки обзора и возможного пересмотра Архусского (Århus) протокола по тяжелым металлам 1998 года. Были разработаны критические пределы, функции преобразования и методы, принятые для определения и применения критических нагрузок по тяжелым металлам – они перечислены в главе 5.5.

1.2. Цели Международной программы сотрудничества по моделированию и картированию

Цели и задачи программы по моделированию и картированию были одобрены рабочей группой WGE на девятнадцатой сессии в 2000 году (приложение VII к документу EB.AIR/WG.1/2000/4):

«Для обеспечения Рабочей Группы по Воздействиям (WGE) и исполнительного комитета и его вспомогательных групп всеобъемлющей информацией о критических нагрузках и уровнях и их превышении конкретными загрязнителями, о разработке и применении других основанных на воздействии методов и о моделировании и картировании текущей ситуации и возможных тенденций оказываемого выбросами эффекта».

Краткосрочные и конкретные задачи ежегодно договариваются на сессиях специальной группы и одобряются исполнительным комитетом. Вы можете ознакомиться с документами по долго- и среднесрочным стратегиям и по рабочему плану исполнительного комитета на страницах Конвенции в Интернете (www.unece.org/env/wge и www.unece.org/env/eb соответственно).

1.3. Разделение задач внутри программы

Сеть национальных фокальных центров (NFCs) под эгидой ICP M&M несет ответственность за создание блоков данных по государствам. Центры сотрудничают с Координационным Центром по Воздействиям (ССЕ) для разработки методик моделирования и европейской базы данных по критическим нагрузкам. Центр отчитывается о работе перед специальной группой ICP M&M.

Организация и разделение задач внутри программы между ее подразделениями одобрена WGE (EB.AIR/WG.1/2000/4) и представляет собой следующее:

«Международная программа сотрудничества по моделированию и картированию была организована в 1999 (ECE/EB.AIR/68, параграф 52 (f)) для дальнейшего развития и расширения деятельности, которой к тому моменту занималась специальная группа по картированию критических уровней и нагрузок и их превышения (возглавляется Германией) и Координационный Центр по Воздействиям (в национальном институте общественного здоровья и окружающей среды⁴, г. Бильтховен, Нидерланды), согласно их полномочиям (EB.AIR/WG.1/18), исправленным для отражения существующей структуры исполнительного комитета и новых требований:

⁴ с 2003 – в нидерландском офисе по оценке экологической ситуации

1.3.1. Полномочия специальной группы программы моделирования и картирования

- (a) Специальная группа программы поддерживает рабочую группу по воздействиям, рабочую группу по стратегиям и обзору и другие подразделения Конвенции посредством моделирования, картирования, обзора и оценки критических нагрузок и уровней и их превышения, а также посредством рекомендаций по дальнейшему развитию основанных на воздействиях подходов и по дальнейшему моделированию и требованиям к картированию;
- (б) Специальная группа планирует, координирует и оценивает деятельность программы и несет ответственность за актуальность версий руководства по работе с программой, а также следит за качеством;
- (в) Специальная группа готовит регулярные отчеты, представляя и, где необходимо, разъясняя данные программы.

1.3.2. Полномочия Координационного Центра по Воздействиям (ССЕ)

- (a) ССЕ оказывает помощь специальной группе программы по моделированию и картированию и, в сотрудничестве с центрами программы под эгидой Конвенции, предоставляет научную и техническую поддержку рабочей группе по эффектам, рабочей группе по стратегиям и обзору (при необходимости), а также другим подразделениям Конвенции в их работе с воздействиями загрязнителей воздуха, включая практическую разработку методов и моделей расчета критических нагрузок и уровней и применения других основанных на воздействиях методик;
- (б) В поддержку картирования критических нагрузок/уровней и моделирования, ССЕ:
 - (i) Предоставляет руководства и документацию по методологиям и данным, используемым при разработке критических нагрузок и уровней имеющих значение агентов, а также по фактам их превышения;
 - (ii) Собирает и оценивает индивидуальные и общеевропейские данные, используемые при моделировании и картировании критических нагрузок и уровней серьезных загрязнителей. Центр рассчитывает черновые варианты карт и технологии моделирования, предоставляет их на рассмотрение и комментарии национальным фокальным центрам, а также по мере надобности обновляет методологии моделирования и карты;
 - (iii) С помощью национальных фокальных центров и в сотрудничестве с специальной группой программы моделирования и картирования создает отчеты и карты по документам и картам критических нагрузок/уровней и методологиям моделирования;
 - (iv) По запросам предоставляет рабочей группе по воздействиям, специальной группе программы по моделированию и картированию, рабочей группе по стратегиям и обзору, а также специальной группе по моделированию интегрированных оценок научную консультацию по вопросам использования и интерпретации данных и методологий моделирования для критических нагрузок и уровней;
 - (v) Поддерживает и обновляет соответствующие базы данных и методологии, а также организует сбор данных, имеющих отношение к критическим нагрузкам и уровням, и обмен между участниками Конвенции, консультируясь с программами международного сотрудничества и ЕМЕР;

- (vi) Периодически проводит тренинги и семинары для поддержки работы национальных фокальных центров, а также для обзора деятельности и развития и улучшения методологий, используемых параллельно работе с картами критических нагрузок и уровней;
- (в) Кроме того, Координационный Центр по Воздействиям отчитывается перед специальной группой программы по моделированию и картированию и получает от нее указания и инструкции относительно задач, приоритетов и расписаний, он также при необходимости поддерживает рабочую группу по стратегиям и обзорам, специальную группу по моделированию интегрированных оценок и другие подразделения Конвенции».

1.3.3. Обязанности национальных фокальных центров

Задачи национальных фокальных центров уже ранее были определены в предыдущей версии руководства по работе с картами:

Национальные фокальные центры несут ответственность за:

- а) сбор и архивирование данных, необходимых для получения карт в соответствии с директивами руководства и в сотрудничестве с Координационным Центром по Воздействиям,
- б) сообщение результатов национальных процессов работы с картами (данные, форматы, модели, карты) Координационному Центру по Воздействиям,
- в) предоставление письменных отчетов по методам и моделям, используемым для получения национальных карт,
- г) обеспечение возможностей для проведения тренингов для специалистов разных стран в сотрудничестве с Координационным Центром по Воздействиям,
- действия, необходимые для составления национальных карт в соответствии с резолюциями и стандартами (единицы измерения, периодичность и т.д.), описанными в руководстве,
- e) сотрудничество с Координационным Центром по Воздействиям для получения разрешения на оценку методов, используемых для картирования информации о различных государствах (напр. использование GIS) и сравнения моделей,
- ж) возникающее по мере необходимости обновление Руководства по работе с картами, в сотрудничестве с специальной группой по картированию и Координационным Центром по Воздействиям.

1.4. Задачи настоящего Руководства

Основными задачами настоящего Руководства является описание методов, рекомендованных для использования участникам Конвенции, представленным национальными фокальными центрами, с целью:

- a) Моделирования и картирования критических уровней и нагрузок в регионе ЕСЕ (Экономической комиссии по Европе);
- б) Моделирования и картирования зон превышения загрязнителями воздушной среды критических уровней или нагрузок;
- в) Разработки, согласования и применения методов и процедур (включая динамическое моделирование) для оценки восстановления и риска будущего ущерба;

г) Определения и идентификации чувствительных рецепторов и зон.

Таким образом, он подводит научную базу под применение критических уровней и нагрузок, их взаимодействие и последствия стратегий их снижения, напр., оценку оптимизированного размещения снижения выбросов.

В настоящее Руководство включены методологии, в которых используются материалы ICP (гл. 4) и (относительно озона) растительности ICP (гл. 3.2.4). В отличие от Руководств (или сравнимых с ними документов по методологии) других Программ (ICP) и Химического Координационного Центра (ССС) ЕМЕР, данное Руководство не содержит информацию по методам создания измерений детальных данных. Это отражает задачи программы по моделированию и картированию в рамках Конвенции.

Конкретную техническую информацию, а также детальные результаты и другую информацию, предоставляемую национальными фокальными центрами, можно найти в отчетах состояния ССЕ, которые обновляются каждые два года (см. также гл. 1.6).

1.5. Структура и область интересов настоящего Руководства

В главе 2 описываются методы картирования концентраций и отложений загрязняющих агентов. Их можно использовать для создания карт превышения нормативов путем вычитания из них критических уровней/нагрузок. В европейском масштабе результаты модели ЕМЕР используются для создания подобных карт. Смоделированные концентрации и отложения агентов получаются из данных по выбросам стран, что позволяет проводить переговоры по контролю за выбросами. Кроме того, приветствуется предоставление национальными фокальными центрами карт с высоким разрешением, которые можно использовать для оценки воздействия на конкретные экосистемы в национальном и местном масштабе. В разработке этой главы принимали участие и эксперты ЕМЕР.

В главе 3 описываются методы, разработанные для количественного определения и картирования критических уровней / потоков газообразных загрязняющих агентов и их влияния на растительность. Она, главным образом, основывается на заключениях и рекомендациях семинаров Конвенции и, относительно озона, на результатах интенсивной работы, скоординированной программой по растительности (ICP Vegetation) в сотрудничестве с ЕМЕР.

В главе 4 описывается происхождение допустимых уровней и их применение к воздействиям на материалы. Глава представляет собой неформальное Руководство программы по материалам (ICP on Materials - www.corr-institute.se/ICP-Materials).

В главе 5 описывается, каким образом производить подсчет и наносить на карту критические нагрузки по азоту, содержающимся в продуктах питания, потенциальной кислотности и тяжелым металлам. Так как это задание до сих пор является центральным для программы моделирования и картирования, глава содержит наибольшее количество деталей. Структура была изменена по сравнению Руководством 1996 года, главным отличием является с метол (эмпирический/моделирование), но не воздействие (эутрофикация/ кислотность). Глава начинается с обзора, включающего определения (5.1), затем следует описание эмпирических критических нагрузок (5.2) с подразделами по азоту, содержащемуся в продуктах питания (результаты семинара в Берне в 2002 году), и кислотности (результаты семинара в Йорке в 2000 году). В главе 5.3 описываются методы моделирования критических нагрузок наземных экосистем (модель SMB), опять же с подразделением на описание азота, содержащегося в продуктах питания (эутрофикация), и кислотности. Глава была обновлена по сравнению с предыдущим Руководством за счет результатов семинаров в Копенгагене (1999) и Йорке (2000), а также других семинаров ССЕ. В главе 5.4 рассматриваются критические нагрузки для поверхностных вод (разработаны в тесном сотрудничестве с программой по водоемам – ICP Waters). В завершение, в главе 5.5. описываются методы моделирования и картирования критических нагрузок для тяжелых металлов.

В главе 6 описываются динамические модели и использование их результатов. Авторы разработали ее в тесном сотрудничестве с Группой Объединенных Экспертов (Joint Expert Group) по динамическому моделированию.

В главе 7 описывается, как определять превышение CL, а также его параметры (изолинии защиты, [средние] накопленные превышения).

В главе 8 описываются процедуры, необходимые для производства карт, включая их геометрию, проекции, обобщение пространства и представительность, а также оценка неясностей и отклонений.

В дополнение, на веб-сайте ICP M&M (www.icpmapping.org) перечислены документы, имеющие отношение к теме (напр., методы выявления отложений, эмпирические критические нагрузки для азота, содержащегося в пищевых продуктах), которые более детально описывают конкретные методологические аспекты.

Ссылки

Об исторических деталях основания специальной группы по картированию и о полномочиях сторон, сотрудничающих в моделировании и картировании, см. ЕВ Air/R.18/Annex (Приложение) IV, Section (Раздел) 3.6 and EB Air/WG.1/R.18/Annex (Приложение)I, а также EB.AIR/WG.1/2004/3.

Историческое развитие программы и подходов, использованных для вычисления критических нагрузок и уровней, можно проследить по следующим материалам:

- (a) Report of the Initial ECE Mapping Workshop, Bad Harzburg 1989 (Отчет о первом семинаре ЭКЕ по картированию)
- (б) Mapping Vademecum 1992 (Справочник по картированию), доступен в Координационном Центре по Воздействиям (Coordination Center for Effects), Билтховен, Нидерланды, (Bilthoven, The Netherlands) отчет RIVM No. 259101002.
- (в) Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Loads/Levels (First Edition), (Руководство по методологиям и критериям картирования критических нагрузок/уровней (первое издание)); *Texte Umweltbundesamt 25/93*, Federal Environmental Agency (UBA)(ed.), Berlin, Germany
- (г) Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Loads/Levels and Geographical Areas Where They Are Exceeded (fully revised in 1995/1996), (Руководство по методологиям и критериям картирования критических нагрузок/уровней и географических территорий, где они превышены (полностью пересмотрено в 1995/1996); *Texte Umweltbundesamt 71/96*, Federal Environmental Agency (UBA)(ed.), Berlin, Germany
- (д) различные промежуточные редакции (г), например относительно картирования критических уровней озона
- (е) многочисленные научные статьи, перечисленные в следующих главах.

Состояние, результаты и планы программы по моделированию и картированию описаны в различных документах, которые можно найти на интернет-сайте Конвенции (www.unece.org/env/wge). Различные технические и научные аспекты и детальные результаты национальных фокальных центров можно найти в публикациях ССЕ, в частности в отчете ССЕ (www.rivm.nl/cce), который проводится каждые два года.

Amann et al. (Аманн и др.) IIASA, The RAINS model (модель RAINS), www.iiasa.ac.at/rains

- Gauger T, Anshelm F, Schuster H, Erisman JW, Vermeulen AT, Draaijers GPJ, Bleeker A, Nagel HD (Гоже Т., Аншельм Ф., Шустер Г., Эрисман Дж.У., Вермейлен А.Т., Драайерс Дж.П.Дж., Бликер А., Нагель Г.Д.) (2002) Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels, (Картирование специфичных долгосрочных трендов экосистем относительно нагрузок отложений и концентраций загрязнителей воздуха в Германии, и их сравнение с критическими нагрузками и критическими уровнями), Final Report, 299 42 210 Umweltbundesamt Berlin
- Nilsson J (Нильсон Й.) (ed) (1986) Critical Loads of Nitrogen and Sulphur. Environmental Report 1986:11, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, (Критические нагрузки для азота и серы. Экологический отчет, ноябрь, 1986, Совет министров скандинавских стран, Копенгаген), 232 pp.
- Nilsson J, Grennfelt P (Нильсон Й., Греннфельт П.), (eds.) (1988) Critical loads for sulphur and nitrogen (Критические нагрузки для серы и азота) Report from a workshop held at Skokloster, Sweden 19-24 March 1988. Miljorapport 15, 1-418.



Глава 2 представляет собой обновленную и расширенную версию Руководства по картированию 1996 года. Она была отредактирована обзорной группой под руководством Дэвида Фаулера и Рона Смита.

www.icpmapping.org

2.1 Общие замечания и задачи

Задачей настоящей главы является предоставление руководства для стран-участниц по созданию карт уровней концентрации и нагрузок отложений для ряда загрязнителей и их сравнению с картами критических уровней/нагрузок. Этот документ задуман как источник справочной информации общего характера со ссылками на последнюю литературу. Здесь Вы найдете конкретные рекомендации, схематическое описание процедур и информацию по специализированным публикациям на тему определения параметров и моделирования подходов, описанных здесь.

Общее отложение – это сумма сухих (турбулентных движений газов и частиц к поверхности), влажных (попадающих через дождь, снег или град), а также содержащихся в тумане и воде облаков отложений. Все три пути необходимо учитывать, но они настолько сильно различаются, что было предложено рассматривать их отдельно, а затем объединять количественные показатели для оценки общих отложений (Хикс и др. 1993).

Программа по нанесению на карту Европы концентраций и отложений преследует две цели:

Первая заключается в создании карт превышений, соотносимых с критическими уровнями и нагрузками, которые затем распределяются по выбросам в различных странах. Полученные таким образом коэффициенты между выбросами всех европейских стран и превышениями в каждой ячейке сетки программы сотрудничества по отслеживанию и оценке трансграничных загрязнителей в Европе (ЕМЕР) особенно хорошо подходят для получения научных результатов для а) осуществления и соответствия с существующими протоколами Конвенции LRTAP¹ и б) их обзора и расширения. Эти данные важны для моделирования интегрированных оценок, и карты концентраций и отложений, рассчитанные через модели ЕМЕР, предназначены для этих целей. Учитывавшие неясности, присущие обсуждению будущих отношений по вопросам выбросов-отложений, экономические и энергетические запросы стран и наше знание воздействий на окружающую среду, карты масштаба 150 x 150 км показали себя адекватными для разработки международных протоколов. Новая эйлерианская модель ЕМЕР обеспечивает более высокое разрешение полей концентрации и отложений – 50 x 50 км.

Вторая задача заключается в картировании концентраций и отложений, которые можно использовать для оценки воздействия, оказываемого на конкретные экосистемы. Такие данные должны подаваться с пространственным разрешением, бо́льшим, чем для моделирования интегрированных оценок. Национальные фокальные центры должны прийти к достаточному разрешению карт при работе с моделями и сетями оценки, используемыми в их странах. ЕМЕР продолжит предоставлять фоновые переносимые по воздуху компоненты дальнего действия, которые можно использовать в качестве граничных условий для таких национальных моделей. В главе будут описаны различные техники получения карт концентрации и отложения, применяемые в зависимости от ресурсов и целей страны, при этом показатели ЕМЕР будут расцениваться как данные по умолчанию, способствующие повсеместному завершению этого процесса.

В странах Европы уровень экспертизы и технических возможностей для измерения концентраций и потоков загрязнителей довольно неоднороден. Представленные методы сильно варьируются, поэтому необходимо обозначать диапазон возможностей. Важно

¹ Здесь и ниже см. файл «аббревиатура» - Прим. перев.

Руководство по картированию 2004 • Глава II Картирование уровней концентрации и нагрузок отложений Стр. II - 2

подчеркнуть, что участие в процессе измерения и моделирования, как часть общей работы по оценке, приветствуется. Разработка достойных стратегий для контроля выбросов загрязнителей требует полного участия не только в политическом процессе, но и в сопутствующей ему научной работе.

Пространственный масштаб, на который ориентируется программа картирования, отличается от направленного на территории подхода в международной программе сотрудничества ЕСЕ по объединенному мониторингу и по лесам (уровень II): необходимы не разрозненные данные об отдельных территориях, а региональная информация о конкретных экосистемах по всей Европе. Таким образом в фокусе нашего описания находятся методы, способные произвести карты превышения критических уровней/нагрузок для целых государств, используя модели перемещения дальнего действия в комбинации с данными измерениями концентраций маломасштабного моделирования сухих отложений и интерполированных данных измерения влажных отложений, полученных при мониторинге территорий (ICP, EMEP, национальных, региональных). Измерения сухих отложений и вклада растительного покрова на уровне территорий предназначены, например, для параметризации процесса (главным образом, микрометеорологических измерений) и для независимого освидетельствования модели (главным образом, измерения сквозного падения; см. главы 2.3.1, 2.3.2 и 2.3.10).

Следовательно, эта глава содержит гораздо меньше деталей в описаниях полевых и лабораторных методов, чем соответствующие параграфы Руководства ICP и публикации ЕМЕР по методологии мониторинга (EDC 1993 (Интегрированный мониторинг (Integrated monitoring) ICP); UNECE ICP Forests 1999; EMEP/CCC 1996).

Существует ряд доступных публикаций с детальными описаниями теории и методов, на которые в этой работе стоит опираться, а также моделирования. Они включают в себя процедуры, разработанные на нескольких посвященных этой теме семинарах ЕСЕ, наиболее заметным из которых был «Семинар по отложениям» в Гётеборге (Швеция) (Лёвблад и др., 1993), «Семинар по точности измерений» 1993 года с сессией по «Определению представительности замеренных параметров на заданной площади сетки по сравнению с модельными расчетами», спонсировавшейся ВОЗ, проходивший в Пассау, Германия (Берг и Шауг, 1994, Эрисман и Драайерс, 1995, Суттон и др., 1998, Сланина, 1996, Фаулер и др., 1995а, 2001а) и Руководство по лесам ICP (ЭКЕ ООН 1999). Дополнительную информацию можно найти в процедурах других семинаров и в научных журналах.

Национальным фокальным центрам настоятельно рекомендуется документировать методологию мониторинга и моделирования, описанную в перечисленных ниже публикациях, в разработках или проверках баз данных для национальных карт концентраций и отложений (а также превышений критических уровней и нагрузок). Совместимость этих карт с другими национальными картами в рамках программы картирования, а также методов мониторинга, задействованных в других программах по мониторингу отложений (ICP по лесам и интегрированному мониторингу EMEP) имеет серьезное значение.

2.1.1 Разрешение карт и применение концепции критических нагрузок

При использовании данных по отложениям с данными по критическим нагрузкам очень часто сталкиваются с различными масштабами их источников. В большинстве случаев данные по критическим нагрузкам даны с бо́льшим разрешением, чем данные по отложениям. Чтобы избежать путаницы, необходимо проставлять различные масштабы в легенде карты. Важно, однако, заметить, что применение данных по отложениям в более грубом масштабе по отношению к высокому разрешению данных по критическим нагрузкам обычно дает превышения, которые систематически недооцениваются (см. 2.3.2).

2.2 Параметры, наносимые на карты

Каждому государству необходимо наносить на карту следующие параметры:

Для карт превышения критической нагрузки:

- концентрация озона (величины АОТ40) и поток озона,
- концентрация двуокиси серы,
- концентрация двуокиси азота,
- концентрация аммиака.

Как данные, вводимые в описание и расчет критических нагрузок:

- количество осадков и другие метеорологические параметры (при необходимости),
- влажные, сухие, содержащиеся в облаках/тумане отложения и отложенияаэрозоли.

Для карт превышения критических нагрузок:

- отложение оксида серы (SO_X) (общее и не происходящее от морской соли (не морского происхождения)),
- отложение оксида азота (NO_V),
- отложение пониженного азота (NH_x) ,
- отложение базовых катионов и хлорида (общее и не морского происхождения),
- общее отложение азота,
- общее потенциальное кислотное отложение.

Отложение тяжелых металлов (ожидается соглашение по критическим нагрузкам):

- аэрозольное и влажное отложение свинца (Pb), кадмия (Cd), цинка (Zn) и меди (Cu)
 - (предложенные как минимум),
- общее отложение ртути (Hg).

Для всех карт необходимо использовать самые последние из имеющихся данных и не возвращаться назад более чем на 5 лет.

Параметры карт, имеющие отношение к уровням газообразных загрязнителей, необходимо наносить на карты в порядке, подробно рассмотренном в главе 3 настоящего Руководства. Концентрации и средние периоды основаны на открытиях семинаров ЕСЕ по критическим уровням, проведенным в Бад Гарцбурге (Германия) в 1988 году, в Эгхэме (Великобритания) в 1992 году, Берне (Швейцария) в 1993 году, Ст. Галене (Швейцария) в 1995 году, Куопио (Финляндия) в 1996 году, Харрогате (Великобритания) в 2002 году и Гётеборге (Швеция) в 2002 году.

2.3 Методы картирования, предположения, на которых они основаны, и требования к данным

2.3.1 Ссылки на списки выбросов

Существует несколько методов для оценки концентраций граничных слоев атмосферы и влажных, сухих и содержащихся в облаках/тумане отложений в различных масштабах времени и пространства.

Лишь некоторые из этих методов привязаны к спискам выбросов (см. табл. 2.2): основанные на списках выбросов (*группа A*: моделирование ЕМЕР и национальное моделирование по перемещению дальнего действия, также в сочетании с маломасштабными моделями сухих отложений) необходимо отделять от независимых от списков выбросов (*группа B*: национальный и проводимый ЕМЕР мониторинг концентрации воздуха и влажных отложений, местные микрометеорологические измерения, измерения сквозного падения).

Цели методов *группы A* (привязанных к выбросам) следующие: 1) анализ настоящей и предшествующей ситуации, и 2) предоставление базы для анализа сценариев и последующего обсуждения снижения выбросов.

Цели методов *группы В* (не привязанных к выбросам) следующие: 1) оценка моделей, и 2) местный анализ воздействий (см. главу 2.1 и таблицу 2.2).

2.3.2 Количественная оценка и методы картирования: временные и пространственные масштабы

Во *временно́м масштабе* ежегодных коэффициентов отложений достаточно для определения превышения критических нагрузок, в то время как для превышений критических уровней иногда возникает потребность в краткосрочной информации (см. главы 3 и 4). Что касается отложений, здесь могут возникать серьезные колебания в различные годы, например, из-за изменений количества осадков, поэтому рекомендуется для расчета превышений критических нагрузок применять промежуток в 3 года.

Для различных *пространственных масштабов* существуют три группы методов:

- **Модели перемещения дальнего действия** наиболее широко используемый источник данных по отложениям, данные вводятся в ряд пространственных масштабов (50 x 50 км² для ЕМЕР, 5 x 5 км² для моделей с масштабом стран)
- **Вложенные модели высокого разрешения** используются для обеспечения более высокого пространственного разрешения (1 х 1 км²).
- Измерения, привязанные к местности или дренажу предоставляют местные оценки отложений (от 1 до 1000 га);

методы включают в себя следующее:

Сборники влажных отложений (масштаб точки или поля)

Микрометеорология (масштаб поля)

Методы сквозного падения (масштаб растительного покрова)

Баланс массы дренажа (масштаб ландшафта).

Модели перемещении дальнего действия (LRT – long-range models) предоставляют средние оценки концентраций и коэффициентов отложения для крупных сеток (обычно от 5 х 5 км² до эйлерианской модели EMEP с ячейкой 50 х 50 км²). Они, как было определено выше, принадлежат к группе А: основываются на списках выбросов и, таким образом, больше всего подходят к анализу сценариев и сравнению бюджетов различных стран («матрицы вины»), к которому прибегают во время переговоров по снижению выбросов (если моделью пользуются более чем в одной стране). Результаты модели перемещения дальнего действия доступны для европейского региона UN ECE, их можно брать за основу или модель для согласования формы подачи результатов.

Стандартные концентрации за много лет от ЕМЕР даются как одно число в год на компонент на ячейку 50 x 50 кm^2 , а потоки отложений – или как среднее отложение на ячейку 50 x 50 кm^2 или как данные, специфичные для экосистемы. Выходные данные модели ЕМЕР можно предоставлять и для более коротких отрезков времени, но при этом необходимо учитывать,

что один из основных параметров входных данных для списка выбросов часто представляется как общее годовое количество.

От масштаба, в котором наносятся на карты критические уровни/нагрузки и концентрации/отложения, серьезно зависит разбег величин превышений (Спрангер и др. 2001, Бак 2001, Лёвблад 1996, Смит и др. 1995). Если, например, средняя величина ячейки 50 х 50 км² сопоставляется с критическими нагрузками на 250 квадратах площадью 1 х 1 км² внутри ячейки сетки размером 50 x 50 км², превышение критической нагрузки в целом будет меньшим, чем, если бы отложение было доступно в масштабе 1 х 1 км². Единственным условием, при котором такая недооценка не произойдет, будет сопоставление мест расположения больших отложений с местами расположения высоких критических нагрузок. На многих территориях Европы происходит как раз обратное. Во областях со сложной топографией части ландшафта, получающие наибольшее количество отложений, например, высоко расположенные участки гор в Северо-западной Европе, также являются наиболее чувствительными к воздействиям отложений (напр., закислению). То же самое касается и лесных территорий, которые ассоциируются с бедными почвами в крупных областях Европы. Ситуация более проблематична для компонентов с низкими местными источниками (NH_{3}, NO_{x}) , т.к. распространение источников внутри ячейки не отражается в средней оценке ячейки в модели LRT, а разбег данных по отложению внутри ячейки заметно увеличивается, а с ним и превышение критической нагрузки. Так как в настоящем оценки отложений, предоставляемые ЕМЕР предлагаются в масштабе, гораздо большем, чем масштаб такого пространственного разбега, превышения критических нагрузок для этих территорий недооценены.

Эти воздействия можно свести к минимуму через оценку отложений в минимальном возможном масштабе. Есть, однако, скрытая вероятность, что превышения критической нагрузки возрастут по мере приближения пространственного разрешения отложений к разрешению критических нагрузок.

Модели высокого разрешения. Во второй группе методов разработчики пытаются преодолеть эти проблемы масштаба, применяя *«выведенные»* модели меньшего масштаба и используя при этом крупномасштабную метеорологию и поля концентрации, либо полученные в моделях LRT (см. выше), либо путем интерполяции сеток измерения достаточной плотности (см. ниже).

Сухое отложение получается путем умножения концентрации на скорость отложения интересующего компонента (Хикс и др. 1987, 1993). Последнее рассчитывается с использованием модели сопротивления, в которой описывается перемещение к компоненту или его поглощение поверхностью. Сопротивления моделируются с использованием наблюдений за метеорологическими параметрами и параметризации процессов обмена на поверхности для поверхностей различных рецепторов и климата выбросов, как это описывают Эрисман и др. (1994а), Смит и др. (2000), Немитц и др. (2001), Эмберсон и др. (2000), Грюнхаге и Хэнель (1997), Гаугер и др. (2003). Аналогично можно оценку дать скорости отложения капель облаков/тумана, моделируя момент перемещения (Фаулер и др. 1993). Такая же технология была применена и для оценки отложения базовых катионов (Драайерс и др. 1995). Параметры, определяющие скорость отложения, включают в себя атмосферные параметры (напр., скорость ветра, температуру, относительную влажность, атмосферную стабильность, частоту появления облаков и/или тумана) и условия поверхности (напр., шероховатость, влажность, устьичное реагирование, почвенные воды). К сожалению, до настоящего момента не существует надежных европейских полей концентраций для облаков/тумана, что затрудняет работу по оценке отложений в облаках/тумане на европейском уровне.

Карты землепользования, применяемые для такого моделирования отложений, должны быть идентичными картам подверженных риску запасов, используемым для работы с критическими уровнями/нагрузками (см. гл. 6). Кроме географического расположения чувствительных экосистем, тип землепользования/растительности, высоту растительности и покрытие кроной также необходимо наносить в масштабе, который позволит верно определять расположение всех типов экосистем на территории модели.

Неясности «выведенных» моделей отложений описаны в гл. 2.3.10.

Измерения, привязанные к конкретной местности или дренажу. Все методы, основанные на точечных измерениях (напр., измерения влажных отложений, микрометеорологические измерения влажных отложений, сквозные измерения) принадлежат группе В, т.к. их нельзя напрямую привязать к спискам загрязнителей. Карты, основанные непосредственно на этих измерениях, можно составлять, только если сеть будет достаточно плотной для пространственного (и временного) разбега. Сетки, измеряющие воздушные концентрации компонентов с небольшим пространственным разбегом или измерения влажных отложений в зонах простой топографии - как раз такие случаи. Сетевые (точечные) измерения необходимо интерполировать с использованием техник кригинга, для интерполяции может оказаться полезным и включение данных мониторинга соседних государств. Для некоторых воздушных концентраций, напр. аммиака, или для дождевых концентраций на территориях со сложной топографией требуемая плотность сети измерения может быть слишком высокой для практического применения. В таких случаях рекомендуется получать концентрации на менее плотных сетках и использовать для интерполяции простые модели, напр., зависимость от высоты. Предпочтительнее интерполировать концентрации по дождю или по воздуху, а затем рассчитать отложение на территории-рецепторе, используя локальные оценки выпадения дождей или специфичные для данного типа землепользования коэффициенты приземных сухих отложений (см. выше).

Можно провести *дополнительный мониторинг воздушных концентраций газов* с подборками диффузных образцов, чтобы получить плотную сеть в качестве основы для картирования. Такие подборки образцов можно использовать для ряда газов (озона, двуокиси серы, двуокиси азота, окислов азота (NO_x), аммиака, азотной кислоты, ртути, хлористого водорода и др.). Подборка образцов дает среднюю концентрацию за определенный период времени, как правило, от одной недели до одного месяца. Это простой и дешевый дополнительный метод, которым можно пользоваться параллельно с другими методами, предоставляющими также и временной разбег (Ферм и Сванберг 1998, Ферм 2001, Съёберг и др. 2001).

Влажное отложение. В большинстве случаев разбег при крупных масштабах влажных отложений внутри регионов определяется (более) разбегом количества осадков и (менее) разбегом концентраций в дожде или снегу. Кроме того, количество осадков обычно получают из метеорологических измерений с достаточно плотной сеткой. Поэтому, если разбег концентраций невелик, карты ежегодных коэффициентов влажных отложений не должны составляться путем интерполяции замеренных коэффициентов влажных отложений; рекомендуется интерполировать замеренные концентрации растворов и оценивать влажное отложение как продукт нанесенной на карту концентрации в растворе и количества осадков, получая последние в метеорологических службах страны. Это довольно важный этап, т.к. поля осалков определяются плотными полями приемников. Дополнительный и немаловажный прирост влажных осадков имеет место в высокогорьях Северной Европы изза размывания орографических облаков через выпадение дождя или снега. Так как, как правило, не проводят замеры на высоких участках топографически сложных территорий, эти воздействия чаще всего пропускают в замерах сетей. Физический процесс, лежащий в основе этого явления, хорошо задокументирован, а воздействия можно смоделировать, используя данные сети (Дор и др. 1992, Фаулер и др. 1995b).

Руководство по картированию 2004 • Глава II Картирование уровней концентрации и нагрузок отложений Стр. II - 7

Сухие отложения, и отложения в облаках/тумане возможно оценить, исходя из замеров концентрации субстанций воздушного происхождения путем *микрометеорологических* измерений на уровне процесса (для SO₂: Фаулер и др.2001с; для NH₃: Флечард и Фаулер 1998; для облаков: Бесвик и др. 1991). За последнее десятилетие стало возможным проведение долгосрочных микрометеорологических измерений потоков (т.е. непрерывных замеров потоков на протяжении более одного года). Это было продемонстрировано для O₃, NO_x и SO₂ (проект LIFE, Эрисман и др. 1998а) и для CO₂ и H₂O (Обине и др. 2000). Такие измерения предоставляют информацию о сезонном и демисезонном разбеге потоков.

Таким образом ЭТИ измерения потоков отложений превратились В прямые (непосредственные), и их стало возможным применять к загрязняющим газам. Первичной задачей измерений, однако, является представление параметров для моделирования в качестве инструмента для экстраполяции по территории ландшафта, т.к. измерительные станции дороги в обслуживании. Это значит, что в реальности количества станций по сухим отложениям может оказаться недостаточно для прямого интерполирования потоков на пространственные масштабы. Существуют также и недорогие микрометеорологические методы, такие как система градиента усредненного времени (TAG - Time Averaged Gradient) (Фаулер и др. 2001b). Они предоставляют средства для получения параметров отложений для большего количества представительных сухопутных территорий в Европе.

Упомянутые здесь методы работают только при строгом соблюдении предпосылок, касающихся микрометеорологических переменных (напр., однородности поверхности). Их нельзя экстраполировать непосредственно, но знания о процессах, полученные в результате проведения таких измерений, можно параметризировать в выведенных моделях, а потоки – наносить на карты, используя эту информацию (см. выше о моделях высокого разрешения).

Измерения сквозного падения и потоков на стволах можно использовать для оценки общего отложения серы в растительном пологе, главным образом в лесах (влажные плюс сухие плюс облака/туман). Данные можно применить для параллельного изучения воздействия, что позволит оценить коэффициенты отложений на основе полевых данных, полученных из существующих программ мониторинга, и подтвердить оценки других отложений. Эти данные также помогут в сборе информации по сезонным колебаниям и тенденциям отложений. Во многих ситуациях мониторинга сквозного падения бывает достаточно, и поток на стволах замеряют только для некоторых видов деревьев – для которых этот параметр считается важным (напр., бук) (ЭКЕ ООН 1999). На практике чаще всего невозможно определить общее отложение веществ, для которых поглощение или выщелачивание внутри покрова во многом зависит от параметров (напр., нитратов, аммиака, кальция, калия и магния), полученных при измерении сквозного падения.

Измерения сквозного падения дешевле и их, как правило, проще осуществить, чем микрометеорологические измерения. Они также дают и хороший обзор ситуации с отложениями в лесу не только для серы, но и для соединений азота. Недавние эксперименты, проведенные в Швеции, выявили проблемы при сравнении измерений сквозного падения с влажным отложением, если вклад сухого отложения в общее очень мал (*перс. комм.* Вестлинга), что характерно для серы в Европе уже в течение многих лет. Большие неясности по влажным отложениям на продуваемых ветром территориях были выявлены при полевых исследованиях через взаимное сравнение (Драайерс и др. 2001). Даже при неспособности этого метода дать оценку общему отложению азота, можно установить более низкий порог.

Точный подход к подбору образцов (напр., месторасположение приемника, состав видов, пространственный разбег) очень важен для достижения хороших результатов. Требования к подбору образцов детально описаны в Руководстве программы по лесу (ICP Forests (ЭКЕ ООН 1999)) и в обзорных статьях, таких как Драайерс и др. (1996а) и Эрисман и др. (1994b).

Для интерпретации данных, отношение между общим отложением и сквозным падением можно выразить следующим образом:

$$Oбщее OTЛ = CVXOE + BЛAЖHOE + OБЛAKA/TVMAH = THF - CEX$$

(Total DEP = DRY + WET + Cl/Fog = THF - CEX) (2.1)

где:

THF = Поток в сквозном падении (Flux in throughfall) (плюс поток на стволах - Stemflow) DRY, WET, Cl/Fog = отложение: сухое, влажное, облако/туман CEX = обмен покрова; CEX > 0 для выщелачивания, CEX < 0 для поглощения

При CEX=0 сухое отложение можно оценить как разницу между общим потоком в сквозном падении и независимыми измерениями влажного отложения и отложения в облаках/тумане. Если CEX отличается от 0, то получить сухое отложение из внутреннего цикла невозможно. Этот метод может привести к большой переоценке реального потока отложения (CEX>0) изза выщелачивания покрова (для некоторых базовых катионов) или к большой недооценке реального потока отложения (CEX<0) изза поглощения покрова (напр., для соединений азота и протонов). Поэтому поток сквозного падения и стволовой поток необходимо интерпретировать как верхние границы общего отложения базовых катионов и как нижние границы общего отложения азота и протонов.

В некоторых случаях отложения в растительном покрове можно вывести из измерений сквозного падения и осадков в открытом поле, используя эмпирические модели вклада растительного покрова. Эти модели не всегда применимы, и в случае использования с ними необходимо обращаться осторожно. Метод Ульриха (1983), который применяет отношение сухого отложения натрия к его общему отложению как индикатор сухих отложений к общим отложениям других элементов, используется наиболее широко. Однако, некоторые из его предположений, такие как постоянное (во времени и по отношению к веществам) отношение коэффициентов сухих сыпучих отложений к влажным, являются сомнительными. По некоторым соображениям (напр., различные процессы поглощения отложений и покрова) его нельзя применять для определения общих отложений азота в лесных экосистемах (Бредемиер 1988, Шпрангер 1992). Модификация (Байер и др. 1992) и расширение модели (Драайерс и Эрисман 1995) сгладили некоторые методологические проблемы, даже если они и не были еще верно оценены с учетом всех обстоятельств (см. Драайерс и др. 1996а,b), но в моделировании покрова остается нерешенным, почему во многих ситуациях в растворах сквозного падения существует избыток катионов, который сигнализирует, что крупные субстанции не были измерены.

Метод калиброванного водораздела интегрирует потоки отложений в масштабе, совместимом с расчетом критической нагрузки, например, для озер и поверхностных вод. Здесь не учитываются, однако, крупные потоки подземных вод и обмена почв. Он наиболее полезен для защитных элементов (напр., S, Na, Cl) на территориях с четко выраженным водоразделом. Данные можно использовать для подтверждения оценок отложений, полученных путем моделирования.

Итоговые замечания. Модели LRT можно, как правило, использовать для расчета участков концентрации и отложений по Европе. Выведенные модели высокого разрешения – для расчета территорий внутри стран или регионов. Роль измерений в процессе нанесения на карты двояка. Недорогие измерительные приборы, такие как пассивные сборщики образцов или массы, могут быть использованы для наблюдения за концентрациями влажных отложений на региональных территориях. Если стратегия измерения хороша, замеренные шаблоны будут надежнее рассчитанных. Для сухих отложений ситуация, однако, является более сложной. Коэффициент отложений зависит от атмосферных условий, а также от типа экосистемы. Последние разработки в области недорогих дозиметров сухих отложений

Руководство по картированию 2004 • Глава II Картирование уровней концентрации и нагрузок отложений Стр. II - 9

(Фаулер и др. 2001b) позволят определять региональные шаблоны сухих отложений в ближайшем будущем, однако ожидается, что их применение в плотных сетках по-прежнему будет неполным. Ограничения по использованию сетей измерений сквозного падения для оценки общего отложения региональных территорий описывались выше.

С другой стороны, результаты измерений необходимо протестировать, а также подтвердить и усовершенствовать параметризацию модели. Твердые оценки отложений необходимо подтверждать измерениями в соответствующих европейских экосистемах. Рекомендуется учредить общеевропейскую сетку с детальными измерениями сухих и влажных отложений, которую можно будет увязать с существующими – такими как сеть EMEP или вторым уровнем программы по лесам ICP.

2.3.3 Картирование метеорологических параметров

Метеорологические параметры являются обязательной составляющей для расчетов большинства критических уровней или нагрузок. Требования к данным или их наличие будут отличаться от страны к стране. Обычно эти данные можно получать в национальных службах прогноза погоды. Данные по Европе можно получить в Европейском центре среднесрочных прогнозов погоды (ECMWF – European Cenre for Medium-Range Weather Forecasts, сайт в Интернете: www.ecmwf.int), который предоставляет смоделированные данные, основанные на обзорах, проведенных внутри Европы. Существуют также и другие источники, такие как всемирная база данных осадков US EPA/NCAR.

Количество осадков также необходимо для расчетов критических нагрузок, для картирования влажных отложений (см. главу 2.3.2) и для параметризации влажности поверхности (для материалов: «время влажности», см. главу 4).

Частота облачности и туманов необходима для оценки отложений, в них содержащихся.

Скорость ветра, температура и радиация являются необходимыми составляющими для выведенного моделирования сухих отложений. Кроме того, часто требуются относительная влажность, дефицит почвенной воды и атмосферная стабильность.

Отсутствие точных местных метеорологических данных часто является сдерживающим фактором для детального моделирования с высоким разрешением, поэтому успех моделей в усовершенствовании оценок отложений конкретных экосистем может зависеть от наличия качественных метеорологических данных так же, как и от качества оценки локальных концентраций.

2.3.4 Картирование концентраций и отложений озона (О₃)

Данные по концентрации озона необходимы для создания карт, демонстрирующих области с превышением критического уровня (см. главу 3.2.4). Данные можно получить из фотохимической модели/модели перемещения (см. (а) и (б) ниже) или в сетях мониторинга (см. (в) ниже).

Концентрации озона вблизи поверхности (т.е. в пределах 1 метра) показывают большой пространственный разбег, как на городских, так и на сельских территориях. Для города эти колебания главным образом вызваны химическим потреблением озона NO, количество которого локально варьируется. На сельских территориях, расположенных далеко от локальных источников, колебания в основном вызываются пространственными и временными изменениями градуса, на который конкретные участки вертикально «завязаны» с основным резервуаром озона в граничном слое. Как и в городе, О₃ может поглощаться

через реакцию с NO, который может выделяться при бактериальных процессах, имеющих место в почве (PORG 1997).

Для получения пространственного разрешения проявления озона на горизонтальной шкале, которая отражает колебания в орографии, полезно создавать поле концентрации озона с ячейкой по меньшей мере 1 х 1 км² (см. (б) и (в) ниже). Так как критические уровни основываются на замерах концентрации в турбулентном слое вблизи рецептора, уровни озона, смоделированные или замеренные на более высоком расстоянии от земли, не будут напрямую связаны с наблюдаемыми эффектами. Поэтому необходимо применять коррекцию, специфичную для каждого типа поверхности, для оценки превышений критических уровней, однако едва ли представляется возможным в настоящее время определить цифры для коррекции данных мониторинга при их переведении в данные зависимости от воздействия (Фурер 2002).

Снабжение растительности озоном обеспечивается атмосферной турбулентностью и, таким образом, зависит от скорости ветра и температурной структуры воздуха вблизи земли. Отложение озона на наземных поверхностях и растительности ведет к вертикальному градиенту концентрации озона, который во многом определяется параметрами стока системы почвенной растительности. Карты отложений О₃ можно создать через выведенное моделирование, основываясь на параметрах, полученных при долгосрочных измерениях и информации по землепользованию (Эмберсон и др. 2000).

(a) результаты модели LRT

У EMEP/MSC-W есть расчеты концентраций озона на квадратах 50 x 50 км² с часовым разрешением времени, а также отложений для определенных типов охвата земель, напр. лесов, пашен и др. Существуют расчеты модели для контрольной высоты в 45 метров над уровнем поверхности земли, а также алгоритмы масштабирования для получения цифр для более низких высот, а именно для 3 м и 1 м. Есть в наличии и АОТ40 для урожаев и лесов, а также их изменения для каждой ячейки на единицу изменения выбросов VOC и NO_x в масштабе стран. Расчеты основаны на новой информации о выбросах от EMEP/CORINAIR с 11 секторами-источниками и видообразованием VOC для каждого из них. Модель также включает в себя биогенные выбросы VOC лесов.

(б) Моделирование с высоким разрешением

Низкое пространственное разрешение моделей LRT не совпадает с разрешением, необходимым для оценки проявлений озона в лесных экосистемах, их оценку можно улучшить путем локального масштабного моделирования внутри ячеек EMEP 50 х 50 км². Высокое разрешение необходимых величин концентрации на уровне рецептора можно получить из моделей с крупным масштабом через их корректировку для местных выбросов окислов азота, орографии и отложения. Расчет скоростей и потоков отложения требует карт землепользования (см. Приложение II), а также метеорологических данных.

Один из методов корректировки воздействий локального масштаба заключается в корректировке суточного цикла отложений из LRT через оценку зависимости концентраций озона локальной орографии (PORG 1997, Койл и др. 2002). Подъем конкретного местоположения определяет степень, до которой он испытывает влияние воздуха из свободной тропосферы и граничного слоя. Основанная на данных программ по мониторингу EUROTRAC-TOR и EMEP и на результатах, описанных в литературе, эта зависимость может быть смоделирована и объединена с маломасштабными орографическими данными.

Карты высокого разрешения АОТ40 также можно просчитать, используя другие модели атмосферного перемещения и фотохимии при условии, что выходные данные – это результаты высокого разрешения, смоделированные в течение долгого (для АОТ_F это апрель-сентябрь)

периода времени, и что результаты модели получены через замеры так же, как и результаты модели MSC-W.

(в) Мониторинг и интерполирование концентраций и потоков озона

Для мониторинга озона необходимо создать или проверить карты превышения так же, как и для моделей перемещения дальнего действия и химических моделей.

Для больших территорий Европы, в особенности для ее южных и восточных районов, существует мало данных. Необходимо добиться получения данных там, где существуют станции мониторинга. Для других территорий рекомендуется создание сети станций мониторинга. Станции необходимо связывать с сетью ЕМЕР.

Для получения данных через такую сеть, которая бы отвечала за обширную территорию, рекомендуется размещать станции мониторинга в сельских районах и избегать локальных источников оксидов азота, напр. дорог. Ансхельм и Гаугер (2001) разработали метод классификации мест, подходящих для мониторинга и картирования концентраций.

В некоторых странах уже существует достаточно «плотная» сеть. Если все же число станций мониторинга необходимо увеличить, рекомендуется устанавливать их на различных высотах и/или на различных расстояниях от источников продуктов-предшественников озона. Станции, расположенные в городах, не могут представлять обширные территории, но могут потребоваться для определения различий между условиями загрязнения в сельских и городских районах, а также для оценки их воздействия на население, проводимой путем картирования превышения норм качества воздуха, основанных на требованиях охраны человеческого здоровья.

Предпочтительная высота для забора образцов – 3-5 метров, станции мониторинга также необходимо обеспечить обзор – следует избегать деревьев или другой высокой растительности. Соответствующие рекомендации по забору и калибровке образцов можно найти в химическом координационном центре (ССС) ЕМЕР.

Существуют более или менее простые процедуры интерполяции для получения оценки воздействия поверхностей земли на озон, использующие топографическую и другую информацию. В качестве оценки показателя степени, в которой территория «связана» с резервуаром озона в граничном слое, можно использовать высоту (см. также (б)).

Возможно также интерполировать замеренные каждый час величины озона и затем рассчитывать сезонные параметры доз, такие как АОТ40 (см. главу 3.2.4) на основе этих почасовых карт (Лоибл и Смидт 1996), но в целом будет проще сначала просчитывать величины требуемых параметров доз для каждой станции мониторинга, а уже затем использовать их для пространственного применения регрессионной модели. В Великобритании и северных странах были использованы отношения величин с высотой (высота над средним уровнем моря) для интерполяции АОТ40 (Фаулер и др. 1995с, Лёвблад и др. 1996).

Взаимосвязь с относительной высотой (высота местности над равниной в пределах определенного расстояния) была применена в Альпийских регионах (Лоибл и Смидт 1996). Такая связь довольно постоянна в региональном масштабе (от 100 до 500 км) за исключением прибрежных и городских территорий, но ее необходимо устанавливать при наличии плотных сетей мониторинга. Разделение изучаемой территории на подрегионы и оценка конкретных воздействий концентраций озона может улучшить качество интерполяции. Соединение данных по концентрациям, наблюдаемых и моделируемых при помощи моделей LRT, - это другой метод, примененный недавно для получения усовершенствованных полей концентрации озона (Флемминг 2003).

2.3.5 Картирование концентраций двуокиси серы (SO₂) и отложения окисленной серы (SO_x)

Для создания карт превышения критических уровней необходимы данные по концентрации газа SO_2 , концентрации аэрозоли сульфата ($SO_4^{2^-}$) и концентрации $SO_4^{2^-}$ в дождевой воде. Данные можно получить из моделей перемещения дальнего действия, возможно совместно с маломасштабным моделированием (см. *а.*) и *b.*) ниже), или из сетей мониторинга (см. *с.*) ниже).

SO₂, в отличие от озона или сульфата-аэрозоли, первичный загрязнитель. Он испускается как высокими (напр., крупными деревьями), так и низкими (напр., домашним хозяйством) источниками. Т. о., пространственный разбег концентраций имеет склонность к завышению по сравнению с озоном или сульфатом-аэрозолью, и к занижению по сравнению с аммиаком. Вблизи городов концентрации сельской двуокиси серы поднимаются, этот эффект необходимо явно смоделировать там, где это возможно: например, используя измерения городских концентраций и областей урбанизации (похожий метод был использован Стедманом и др. (1997) для моделирования NO_x и NO₂ вблизи дорог).

Для сельских территорий, расположенных вдали от локальных источников, пространственный разбег во многом является результатом пространственных и временных изменений степени, в которой конкретные территории «связаны» с основным резервуаром в граничном слое (см. предшествующую главу об озоне).

Что касается озона, уровни SO₂, замеренные на высоте 3-5 м от поверхности земли, не связаны напрямую с наблюдаемыми эффектами, т.к. сухое отложение является причиной систематического вертикального градиента по направлению к поверхности, в то время как критические уровни основываются на концентрации, замеренной вблизи рецептора. Коррекция с учетом конкретных поверхностей, однако, в большинстве случаев не проводится, и замеренные/смоделированные величины, как правило, вводятся нескорректированными.

В структуре критических нагрузок необходимы исходные данные по сере не морского происхождения, т.к. критические нагрузки обычно сравниваются с антропогенной серой (и азотом) (см. главу 5.3.2). Следовательно, отложение основных катионов и хлорида в балансе нагрузки – из которого и выводятся критические нагрузки при помощи модели SMB – необходимо корректировать также и для вклада морской соли. Естественные морские выбросы пониженных соединений серы (особенно диметилсульфата, DMS) включены в базу данных выбросов ЕМЕР (и, следовательно, в результаты модели ЕМЕР), в то время как выбросы морской соли – нет.

Отложения основных катионов, серы и хлорида (даны эквивалентами) скорректированы путем допущения, что или весь натрий, или весь хлорид получены из морской соли, и что отношения между ионами такие же, как и в морской воде (по Лайману и Флемингу 1940, процитировано у Свердрупа, 1946).

$$X *_{dep} = X_{dep} - r_{XY} \cdot Y_{dep}$$

где

X = Ca, Mg, K, Na, Clили $SO_4,$ Y = Naили Cl,

*r*_{XY} - соотношение ионов X к Y в морской воде, звездочка означает отложение, скорректированное с учетом морской соли. Соотношения *r*_{XY} показаны в таблице 2.1 с точностью до 1000-ной.
Y	Х					
	Ca	Mg	K	Na	Cl	SO ₄
Na	0.043	0.228	0.021	1	1.166	0.120
Cl	0.037	0.195	0.018	0.858	1	0.103

Table 2.1 Соотношения ионов $r_{XY} = [X]/[Y]$ (в эк/эк) в морской воде

Обратите внимание, что для случайных ионов X, Y и Z отношения $r_{YX} = 1/r_{XY}$ и $r_{XY}r_{YZ} = r_{XZ}$ сохраняются. Если Na (Cl) выбран для корректировки для морских солей, то $Na^*_{dep}=0$ ($Cl^*_{dep}=0$).

Использование такой корректировки даст надежные оценки S, Mg, Ca, K, и Cl не морского происхождения в областях, где морская соль – единственный источник Na в окружающей атмосфере. Эта ситуация будет главным образом применима к западной и северной Европе. В некоторых областях южной и юго-восточной Европы, однако, существенное количество Na в атмосфере появляется как результат принесенных ветром испарений, и применение здесь коррекции с учетом морской соли приведет к недооценке концентраций соли не морского происхождения.

(а) <u>результаты модели LRT</u>

Что касается озона, у EMEP/MSC-W есть расчеты концентраций диоксида серы и сульфатааэрозоли на квадратах 50 х 50 км² с часовым разрешением времени, а также отложений для определенных типов охвата земель, напр. лесов, пашен и др. Существуют расчеты модели для контрольной высоты в 45 метров над уровнем поверхности земли, а также алгоритмы масштабирования для получения цифр для более низких высот, а именно для 3 м и 1 м. Есть в наличии и дневные концентрации и отложения сульфата в дождевой воде. Концентрации, распределенные по выбросам в различных странах, даны с месячным разрешением по времени.

(б) моделирование с высоким разрешением

Процедуры, подобные описанным для случая с озоном в предыдущей главе, можно применять и для SO₂. Так как, однако, SO₂ – это первичный загрязнитель, самым важным фактором разбега здесь являются локальные выбросы, которые надо учитывать в модели с высоким разрешением.

Скорости отложения SO₂ главным образом зависят от устьичного раскрытия (устьичная траектория: необходимо параметризировать, используя тип растительности/землепользования и метеорологические данные), от влажности поверхности и концентраций NH₃. Когда поверхности влажные, а влажность >90%, сопротивление поверхности отложению становится очень низким, а поток главным образом определяется атмосферным сопротивлением (Эрисман и др. 1994а).

Для аэрозоли SO_4^{2-} сухие отложения являются самыми высокими для лесов и других шероховатых поверхностей, находящихся далеко от источников SO_2 (Галлагер и др. 1997). Скорости сульфатных отложений можно оценить, используя модель Слинна (1982) или схожую модель отложения единичных частиц (напр., Эрисман и др. 1995, Руийгрок и др. 1996). До сих пор ведется серьезная работа по усовершенствованию этих оценочных

технологий, поэтому будет разумным использовать модели, специфичные для территорий, чтобы добиться лучших показателей по отложениям LRT сульфата-аэрозоли.

Карты влажных отложений можно составлять, используя данные мониторинга в соответствии с описаниями, данными в гл. 2.3.2, включая орографические воздействия, где необходимо. Наиболее важным фактором усовершенствования оценки влажных отложений в локальном масштабе является доступность карт выпадения дождей, полученных через плотные сети сборщиков дождя. Если плотности сети мониторинга концентрации недостаточно, можно сочетать данные по концентрации, смоделированные EMEP/MSC-W, с местными картами выпадения дождей, что позволит получить более точные оценки влажных отложений.

(в) Мониторинг и интерполяция концентраций

Станции измерения SO_2 необходимо размещать на территориях, которые не испытывают прямого влияния локальных выбросов. Что касается сети EMEP (и, наоборот, не касается региональных, национальных программ или программ по охране здоровья ЕЭС), то главной целью сети измерений не обязательно является определение наивысших концентраций окружающей среды (которые приводят к высоким превышениям критических уровней), а, скорее, выявление крупномасштабных концентраций, возникающих вследствие перемещения на дальние расстояния. Отдельные измерительные станции должны представлять максимально возможную территорию, проводя, таким образом, интерполяцию и картирование концентраций, не испытывающих воздействия возможных локальных источников. Критерии для размещения измерительных станций перечислены, например, в EMEP/CCC (1996).

Так как SO₂ является первичным загрязнителем, плотность сети измерений, особенно в зонах выбросов, таких как Центральная Европа, должна быть высокой, с тем, чтобы ошибка интерполяции (обусловленная, напр., анализом вариограммы при использовании кригинга) была минимальной относительно замеряемых величин. То же верно и для гористых местностей из-за наличия вертикального градиента. Так как концентрации вторичных загрязнителей изменяются довольно медленно, плотность сети для аэрозоли SO₄²⁻ и для SO₄²⁻ в дождевой воде может быть гораздо ниже, чем для SO₂. Методы определения (и занесения в базы данных) представительности измерений, а также их точности, перечислены в источнике «Берг и Шауг (1994)».

Карты возможно создавать посредством интерполяции измерений, если выполнены все упомянутые выше критерии (точность, представительность). Для некоторых приложений будет уместен подход по принципу смешивания высот, где наблюдения на уровне земли экстраполируются до 50 м вверх (смешанная высота) с использованием модели сопротивления. На такой высоте концентрация менее зависима от процессов, происходящих на поверхности, и может быть интерполирована на большие территории (Эрисман и Драаийерс 1995). Предпочтительнее проводить интерполяцию при помощи кригинга, который также выдает и ошибку интерполяции.

2.3.6 Картирование концентраций оксидов азота (NO_x) и отложений окисленного азота (NO_y)

Эти данные получены посредством моделирования перемещения на дальние расстояния, возможно с применением маломасштабного моделирования (см. (а) и (б) ниже), или сетей мониторинга (см. (в) ниже).

NO_x (=NO+NO₂), как и SO₂, испускается как высокими (напр., высокими деревьями), так и низкими (напр., транспорт) источниками, главным образом в виде NO. Пространственный

разбег концентраций NO_x, как правило, выше разбега озона и нитрата, но ниже аммиака вследствие реакции NO с O₃. В сельских районах выброс NO из почв (как из сельскохозяйственных, так и полу-естественных) также может вносить свой вклад в локальные уровни NO₂. Многие национальные работы по моделированию способны предоставить оценки концентрации NO₂ у поверхности с разрешением больше, чем 50 x 50 км², например, 5 x 5 км², как в Нидерландах и Великобритании (база данных качества воздуха Великобритании – www.airquality.co.uk), таким образом можно объединять модели для подгонки цифр концентраций под локальные выбросы, используя, например, расстояние до основных магистралей.

(а) <u>Результаты модели LRT</u>

Что касается SO_x , у EMEP/MSC-W есть концентрации и отложения NO_x (NO и NO₂), NO_3^- в аэрозоли и дождевой воде, и HNO₃.

(б) Моделирование с высоким разрешением

Можно применять процедуры, описанные для SO_x , со следующими комментариями: для выведенного моделирования сухих отложений, кроме карт концентрации NO_x потребуются карты концентраций аэрозоли NO_3^- , и HNO₃ (в идеале также HONO). Так как в большинстве стран количество проведенных измерений слишком мало для осуществления интерполяции, придется проводить оценку на основе атмосферных моделей. Наиболее важный фактор, являющийся причиной разбега в NO_x – это локальные выбросы, которые также необходимо принимать во внимание при моделировании с высоким разрешением. Скорости отложения NO_2 почти исключительно зависят от устьичных раскрытий (устьичная траектория: необходимо параметризировать, используя тип растительности/землепользования и метеорологические данные), а важная для отложение SO_2 поверхностная влажность не играет роли для NO_2 . Для доли аэрозоли отложение HNO_3 определяется атмосферными сопротивлениями, т.к. поверхностное сопротивление слишком мало (наиболее важны шероховатость поверхности и скорость ветра), а скорости отложений аэрозоли NO_3^- оцениваются аналогично аэрозоли SO_4^{2-} .

Как было сказано выше, на градиенты озона могут оказывать воздействие быстрые химические реакции между O₃, NO₂ и NO. Эти реакции также затронут градиенты и, следовательно, поглощение NO₂. В моделях LRT этот эффект во внимание не принимается. Хотя тому и нет прямых доказательств, но возникает ощущение, что поглощение низкой растительностью задето лишь погранично (Дуизер и др. 1995). С другой стороны, эффект, оказываемый на поглощение лесами NO₂ и O₃ может быть вызван химическими реакциями, имеющими место в покрове (Уолтон и др. 1997).

(в) Мониторинг и интерполяция концентраций

Измерительные станции для NO_x необходимо располагать на территориях, не испытывающих прямого влияния локальных источников (важный момент – не вблизи дорожных магистралей). Критерии для размещения измерительных станций такие же, как и для SO_x . Вследствие того, что NO является первичным загрязнителем, и реакции с NO_2 проходят сравнительно быстро, плотность сети измерения должна быть высокой, как и для SO_2 . Другие соединения азота, как предполагается, обладают более медленно меняющимися концентрациями, поэтому и плотность сети измерений можно понижать соответственно.

2.3.7 Картирование концентрации аммиака (NH₃), отложений пониженного азота (NH_x) и общего отложения азота

Аммиак испускается главным образом низкими сельскохозяйственными источниками с различной интенсивностью. Газообразный NH₃ обладает коротким сроком существования в атмосфере (Эрисман и Драаийерс 1995), и в результате его концентрации в воздухе могут демонстрировать довольно крутой горизонтальный и вертикальный градиент (Асман и др. 1988). Даже на территориях, не испытывающих воздействия сильных локальных источников, концентрация аммиака в среде может различаться в три или четыре раза в масштабе меньше нескольких километров.

Сам локализованный участок концентрации аммиака, а также сухого отложения аммиака, играет роль в процессе картирования. Здесь не будет рассматриваться метод картирования концентраций аммиака путем интерполяции одних измерений, т.к. в этом случае необходимая плотность сети измерений будет чрезвычайно высокой, а метод – осуществимым только для небольших территорий. Критический уровень аммиака, однако, настолько высок, что, за исключением случаев с близко расположенным источником (фермы), его превышение маловероятно.

Модель перемещения дальнего действия с пространственным разрешением, например, 50 х 50 км² не разрешит вопрос таких больших колебаний ни для концентраций аммиака, ни для его сухих отложений, которые будут составлять основную часть общего отложения пониженного азота вблизи источника аммиака. Т. о. оценки превышений критических нагрузок будут различаться при использовании моделей LRT. При отсутствии очень подробных данных о выбросах (на уровне каждой конкретной фермы) при измерениях в плотной сети будет необходимо соблюдать их высокий уровень точности (Асман и др. 1988).

Важно также обратить внимание на то, что аммиак может испускаться и отлагаться на растительность, поэтому необходимо использовать моделирование поверхностноатмосферного обмена для расчета чистого обмена на определенном ландшафте. Разработки, позволяющие симулировать эти процессы, используют подход компенсированной точки (Шйорринг и др. 1998, Суттон и др. 2000).

(a) <u>Моделирование перемещения дальнего действия (LRT)</u>

Для SO_x, у EMEP/MSC-W имеются концентрации и отложения NH₃ и NH₄⁺ в аэрозоли и дождевой воде. Однако, интерпретация оценок концентрации и сухих отложений аммиака должна быть квалифицированной из-за пространственного разрешения модели и эффектов локальных источников. В настоящий момент разрабатываются усовершенствования составляющей аммиака модели EMEP/MSC-W LRT.

(б) Моделирование с высоким разрешением

В результатах модели LRT от EMEP/MSC-W предполагается, что распределение концентрации аммиака в ячейке сетки однородно, в то же время обычно имеют место колебания концентрации внутри ячейки. Пространственное разрешение, с которым будут моделироваться концентрации, сильно зависит от имеющихся в наличии оценок выбросов. Там, где они доступны в масштабе порядка 1 х 1 км², возможны серьезные улучшения оценок модели LRT от EMEP/MSC-W с сеткой 50 х 50 км². Существуют модели и для более детальных расчетов, такие как модель OPS в Нидерландах (см. ниже) и модель FRAME в Великобритании (Синглз и др. 1998).

Модель OPS (Operationele Prioritaire Stoffen), разработанная в RIVM, способна просчитывать растворение (и отложение) NH_x в сетке 5 х 5 км² на территории Нидерландов (Асман и Ван Йаарсвельд 1992; Эрисман и др. 1998b). Модель может описывать перемещения как на

дальние, так и на короткие расстояния. Средние концентрации (и отложения) можно рассчитать для масштаба времени от 1 дня до более 10 лет, модель может учитывать как точечные источники различной высоты, так и рассеянные источники различной формы и высоты. Основой модели в локальном масштабе является формула Гауссовского пера для точечного источника. Расчеты проведены для ограниченного количества метеорологических ситуаций (классов) с представительной метеорологией для каждого класса, полученной путем реальных наблюдений. Неясность относительно величин выбросов оказалась самым важным фактором, определяющим неясность концентраций. Результаты модели и замеры концентрации в воздухе в Нидерландах достаточно хорошо соотносятся, но существенную разницу абсолютных величин еще необходимо объяснить количественно (Дуйцер и др. 2001). При концентрациях, данных в масштабе 5 х 5 км², отложения NH_x в Нидерландах прошли оценку. Выяснилось, что они хорошо согласуются с результатами измерений сквозного падения (скорректированными для обмена покрова) и микрометеорологическими измерениями (Эрисман и др. 1995).

Для отложений в аэрозоли и влажных отложений к NH₄⁺ можно применять описанные выше для SO_x процедуры.

(в) Мониторинг и интерполяция концентраций

Точные представительные измерения концентраций NH₃, особенно в областях высокой плотности выбросов, требуют большого количества точек замера. Обычно большинство градиентов концентрации присутствуют в пределах нескольких километров от источника, и мониторинг в местном масштабе в таком случае – ценный инструмент для понимания процесса. С разработкой новых технологий пассивного забора образцов стал возможным крупномасштабный мониторинг концентраций аммиака, и уже существуют национальные сети мониторинга аммиака в Нидерландах и Великобритании (Суттон и др. 2001а,b). Для мониторинга NH₃ необходимо учитывать условия местности, чтобы затем верно интерполировать данные. Основным применением сетей измерения аммиака являются модели, используемые для предсказания колебания концентрации в местном масштабе, т.к. ни модели, ни измерения сами по себе не могут адекватно прогнозировать концентрации.

Критерии для размещения измерительных станций для аммония – те же, что и для SO_x. Предполагается, что колебания его концентраций происходят медленнее, соответственно плотность сети может быть ниже.

Общее отложение азота необходимо для многих работ, проводимых в рамках критических нагрузок. Оно определяется как сумма общего отложения пониженного (NH_x) азота [сухое отложение NH_3 , отложение-аэрозоль NH_4^+ , влажное отложение NH_4^+ , отложение NH_4^+ в облаках и тумане] и окисленного (NO_y) азота [сухое отложение NO_2 , сухое отложение HNO_3 , отложение-аэрозоль NO_3^- , влажное отложение NO_3^- в облаках/тумане]. Методологические соображения, касающиеся картирования отложений NH_x и NO_y , необходимо применять соответственно.

2.3.8 Картирование отложения базовых катионов и хлорида

Отложение физиологически активных базовых катионов "Bc" (Bc = Ca+Mg+K; т.е. сумма кальция, магния и калия) нейтрализует воздействие кислотных отложений и может улучшить положение с продуктами питания экосистемы относительно эутрофикации в результате воздействия азота. Потоки натрия (Na+) необходимы для оценки роли доли серы, хлорида и Вс морского происхождения, а также как индикаторы для моделей покрова и почвы. Кроме того, вклад Вс, также как и Na+ и хлорида (Cl-) определяет потенциальную кислотность отложения.

Так как целью Конвенции является сведение к минимуму кислотных отложений, независимо от других выбросов искусственного происхождения, вклад базовых катионов, не связанный с выбросами окисляющих соединений (напр., выбросами пыли Сахары, крупномасштабной ветряной эрозии базовых частиц верхних слоев почвы и т.д.), не стоит принимать во внимание при работе с критическими нагрузками. Не-антропогенный, не-морской атмосферный вклад базовых катионов определяется как собственность экосистемырецептора и косвенно проявляется в уравнении кислотности (см. главу 5). В настоящее время, однако, не существует метода для дифференциации антропогенных и неантропогенных отложений базовых катионов вследствие недостатка списков выбросов и моделей перемещения дальнего действия, которые бы предназначались для выполнения этой задачи.

До сих пор не существует списков выбросов, поэтому отложения базовых катионов и хлорида пока не подвергались оценке с использованием «классических» моделей LRT. Продолжается работа с отложениями базовых катионов и хлорида в европейском масштабе с разрешением 50 x 50 км². Как только модели ЕМЕР, основанные на списках (антропогенных) выбросов, будут применены к базовым катионам, будет необходимо определить различные источники базовых катионов, и из них только те, которые имеют отношение к контролю кислотных отложений, включенных в расчеты критических нагрузок.

Влажное отложение не-морского хлорида (Cl*) можно оценить через коррекцию локальных потоков Cl для доли морской соли (см. гл. 2.3.5, уравнение 2.2), интерполируя затем полученную концентрацию Cl* (см. раздел по влажным отложениям гл. 2.3.2). Эти же процедуры можно применить к картированию концентраций неморских базовых катионов Ca*, Mg* и K* для получения влажного отложения неморских базовых катионов.

Отложение базовых катионов в частицах можно оценить через концентрации во влажном отложении и эмпирические коэффициенты очистки (Эдер и Деннис 1990, Драаийерс и др. 1995). Скорости сухих отложений можно вывести как для аэрозоли SO₄²⁻, и полученные оценки сухого отложения сложить с замеренными и интерполированными оценками влажных отложений (напр., Гаугер и др. 2003). Схожий подход использовался и в Великобритании (RGAR 1997, CLAG 1997).

Для северных стран отложение базовых катионов прошло оценку, основанную на данных мониторинга по концентрациям базовых катионов в осадках и частицах воздушного происхождения.

2.3.9 Картирование общего потенциального кислотного отложения

Общее потенциальное кислотное отложение определяется как сумма общего отложения сильных кислотных анионов и не-морских отрицательных катионов аммония.

Как было сказано в предыдущем разделе, большая часть вклада хлорида, как предполагают, имеет происхождением морскую соль, и эту часть можно удалить из уравнения путем удаления всех других вкладов морской соли (т.е. базовых катионов, в том числе Na и сульфат), используя «поправку на морскую соль» с Na в качестве индикатора. Такое действие основывается на предположении, что морская соль нейтральна и не содержит карбонатов. Вклады избытков хлорида (Cl^{*}_{dep}), скорее всего, возникают вследствие выбросов HCl антропогенного характера.

Сумма критической нагрузки (для серы) и фонового (не-антропогенного) отложения базовых катионов ранее определялись как критическое отложение (серы), напр., на переговорах второго протокола по сере (Осло, 1994). Для сравнения с CL(S+N) (CL – критическая нагрузка), как определяется в главе 5.3.3 (уравнение 5.16), необходимы только величины

отложения S и N. Если, однако, нам интересен размер общего кислотного вклада (напр., для сравнения с CL(Ac_{pot}), как описано в гл. 5.3.2), отложения не-морских базовых катионов и хлорида необходимо включить в ту часть уравнения потенциального кислотного превышения, которая содержит вклад:

$$Ac(pot)_{dep} = SO_{x \, dep}^{*} + NO_{y \, dep} + NH_{x \, dep} - BC_{dep}^{*} + Cl_{dep}^{*}$$
(2.3)

где:

 $SO_{x, dep}^{*}$ = отложение не-морского сульфата $NO_{y dep}, NH_{x dep}$ = общее отложение окисленного/пониженного азота $BC_{dep}^{*}, Cl_{dep}^{*}$ = отложение не-морских катионов/хлорида

На территориях сильного влияния морской воды (водяной пыли) (крупные вклады Na, Cl, S) определение «общей потенциальной кислоты» уравнения 2.3 становится проблематичным, т.к. базовые катионы оказывают благотворный питательный эффект вне зависимости от их химической формы (напр., CaCl против CaCO₃). На семинаре в Гранж-овер-сэндз в 1994 выяснили, что для определения критических нагрузок для кислотности необходимо использовать коэффициенты *общего* отложения Mg+Ca+K (Свердруп и др. 1995) (см. главу 5.3.2).

Как утверждается в главе 5.3.2, уравнение 2.3 предполагает, что отложенный NH_x полностью нитрифицируется и выводится из системы как NO_3^- , таким образом ее окисляя. Поэтому, с учетом подкисления почв, предполагается, что 1 моль SO_x^* образует 2 моля H^+ , а 1 моль NO_y , NH_x и Cl^* - каждый 1 моль H^+ .

Важно быть последовательными при определении общих кислотных вкладов: если результаты определяются на уровне местности и процесса, и если коэффициенты отложения H⁺ определяются независимо, вклады NH₄⁺ (максимум 2 эквивалента H⁺ на моль) необходимо определять из вкладов NH₃ (максимум 1 эквивалент H⁺ на моль). Это же относится и к SO₂ (2 эквивалента H⁺ на моль), в отличие от SO₄²⁻ (0 эквивалентов H⁺ на моль). В более крупном масштабе это можно не учитывать: обратите внимание, что выброс и следующее за этим отложение 1 моля SO₂ и 2 молей NH₃ приводит к такому же потенциальному кислотному отложению, как и отложение 1 моля продукта их реакции (NH₄)₂SO₄, а именно 4 эквивалентам.

2.3.10 Неясности методов определения количества и картирования

Ошибки, сопутствующие различным методам, в большой мере зависят от рассматриваемого масштаба и доступности данных. Приведенный ниже анализ сосредотачивается на картировании концентраций и отложений в модели EMEP/MSC-W LRT, выведенных моделей и интерполированных измерений.

Хотя и ожидается, что пересмотренная эйлерианская LRT модель EMEP/MSC-W 50 x 50 км² станет стандартной моделью с 2003 года, результаты, полученные посредством ее применения, практически не были доступны для анализа. Тем не менее, на настоящий момент видится, что различия между результатами моделирования и измерениями будут не больше, чем у предыдущей лагранжевой модели EMEP/MSC-W с сеткой 150 x 150 км², а в отношении некоторых компонентов ожидаются и серьезные усовершенствования. С точки зрения критических нагрузок/уровней переход с масштаба 150 x 150 км² на 50 x 50 км² – это серьезное улучшение. Следующий заметный шаг – в переходе от ларганжевой к эйлерианской модели – заключался во включении в модель EMEP/MSC-W потоков сухих отложений, специфических для растительности. Этот ход серьезно продвигает модель EMEP/MSC-W на пути к полной локальной выведенной модели, т.к. потоки загрязнителей, получаемые на выходе, теперь соотносятся со спецификой растительности, и вопрос

применения средних для ячеек величин к конкретным типам растительности, напр., к лесам, снят. Вопрос же масштаба до сих пор имеет значение, т.к. концентрации и метеорологические входные данные все еще являются «средними» величинами для всей ячейки 50 x 50 км². Там, где ожидается, что концентрации будут медленно меняться, напр., в случае с аэрозолью сульфата, концепция «средней» концентрации не будет настолько важна, но такой подход все еще является неадекватным для быстро меняющихся полей концентраций, связанных с некоторыми первичными загрязнителями. Некоторые вопросы будет необходимо решать с помощью локальной метеорологии в качестве «средних» величин ячейки. Так, например, скорость ветра не будет верной для многих экосистем, например для лесов, расположенных выше внутри ячейки. Следовательно, неясность отложений в эйлерианской модели будет уменьшена по сравнению с лагранжевой моделью, но все равно не достигнет тех уровней неясности, которые можно было бы достичь выведенной моделью с местным масштабом. Полный анализ неясности в эйлерианской модели ЕМЕР/МSC-W – задача довольно сложная.

Существует ряд ссылок на источники, сравнивающие лагранжевую модель EMEP/MSC-W с доступными измерениями EMEP (напр., Барретт и др. 1995), и с результатами других моделей (Айверсен 1991) и предыдущей версией Руководства (UBA 1996). При переоценке взаимных сравнений измерений моделей важно помнить, что а) в измерениях также существуют неясности и б) модель может оценивать нечто отличающееся от того, что измеряется, напр., концентрация NO2 на конкретном участке в ячейке 50 х 50 км² – это только оценка из образца размером «средней» концентрации NO2 в этом квадрате, что является величиной, которую модель EMEP/MSC-W пытается достичь. Оценка общей неясности модели требует некоей информации по воздействиям пространственного распределения точек измерения, которая будет получена в будущем.

Выведенные модели отложений подходят к ним как к одномерному (вертикальному) переходу в однородные поверхности с бесконечной длиной при постоянном слое потока. Это значит, что поток на контрольной высоте 50 м предполагается равным потоку у поверхности. Контрольная высота должна быть достаточно большой, чтобы концентрация не испытывала существенного влияния сухого отложения, но должна быть ниже высоты приповерхностного слоя. Быстрые химические реакции, а также влияние усиливающегося турбулентного обмена, вызванного локальными изменениями шероховатости (кромки леса, холмы, горы), во внимание не принимаются. Компоненты, отложение которых сильно зависит от аэродинамического сопротивления (напр., HNO₃, аэрозоли и капли облаков/тумана), продемонстрируют более высокие коэффициенты отложения, чем смоделированные. Влияние изменений на коэффициенты сухих отложений таких компонентов, как NO₂, отложение которых главным образом определяется устьичным сопротивлением, будет относительно невысоким.

Основные неясности по сухим отложениям соединений серы и азота в выведенной схеме возникают вследствие 1) неясностей с параметризацией поверхностного сопротивления, информация по ним доступна не для всех видов растительности и типов поверхности, и 2) неясностей в оценках концентрации, которые для всех реактивных газов демонстрируют целый ряд пространственных колебаний, слишком широких, чтобы определить их количественно с помощью измерений. Влажность поверхности, являющаяся одним из главных факторов, определяющих сухое отложение растворимых газов (SO₂, NH₃), до настоящего времени параметризирована очень приблизительно. Общая неясность, связанная с поверхностным сопротивлением, колеблется между 20% и 100%, в зависимости от компонента и типа поверхности (Ван Пул и др. 1995).

В случае с отложением соединений азота основные источники неясности были описаны Лёвбладом и Эрисманом (1992) – это неясности, связанные с выбросами, концентрациями и

Руководство по картированию 2004 • Глава II Картирование уровней концентрации и нагрузок отложений Стр. II - 21

поверхностными сопротивлениями сухому отложению, а также влажность поверхности и отложение частиц NH_x, особенно в северо-западной и центральной Европе.

Используя методы распространения ошибки и предполагая, что упомянутые выше неясности представляют случайные ошибки, общая неясность относительно сухого отложения окисляющих соединений для средней ячейки 10х20 км² оценивается в 50-100%. Систематические ошибки по сухим отложениям могут возникать, если не учитывать общие особенности местности, способные повлиять на параметризацию скорости отложения, а также в результате других упрощений (см. гл. 2.3.2). Так как эти расчеты зависят от масштаба и основываются на относительно грубом пространственном разрешении, на самом деле неясность может быть гораздо больше. Например, для NH₃ были обнаружены гораздо более крупные неясности даже на небольших территориях (Драгосиц и др. 2002).

Кроме того, возникают дополнительные неясности при оценке <u>сухого отложения базовых</u> катионов (i) при параметризации скорости отложения, (ii) при создании карт концентрации осадков и (iii) в коэффициентах очищения, используемых для выведения концентраций приземных частиц воздушного происхождения из концентраций в осадках.

Общая неясность в смоделированных скоростях сухого отложения для распределения размера для щелочных частиц в лесистой местности Speulder (Нидерланды) оказалась равной 60%. Для других территорий (и регионов) обязательно возникнут неясности вследствие ограниченной доступности и точности необходимой информации по землепользованию и метеорологии. Неясность в скорости отложения, возникающая из-за колебаний в распределении размера щелочных частиц, равна 30-50%, при медианном диаметре массы (MMD – mass median diameter) равным 5 мкм, а геометрическом стандарте отклонения – 2-3 для представления колебания (Руийгрок и др. 1996). ММD частиц зависит от расстояния до поверхности и относительной влажности.

Коэффициенты очистки также колеблются в зависимости от диаметра частиц, при тех же MMD и стандарте отклонения, неясность оценки воздушных концентраций в окружающей среде, возникающая из-за колебания распределения размера, оценивается как равная 50-100%. Можно ожидать, что обширные неясности воздушных концентраций возникнут очень близко или далеко от основных источников и/или зон с сильно отклоняющейся климатологией осадков.

Систематические ошибки возникают вследствие (i) использования коэффициентов очистки, основанных на ограниченном наборе проведенных одновременно измерений окружающего воздуха и концентраций осадков, (ii) игнорирования сложных явлений конкретной территории при параметризации скорости отложения, (iii) использования средне-годовых концентраций воздуха и скоростей отложения для расчета потоков, и соответственно, игнорирования временных соотношений. Общая неясность в сухих отложениях катионов для средней ячейки 10х20 км², возникающая вследствие случайных ошибок в скоростях отложения и концентрациях воздуха, предполагается равной 80-120% (Драаийерс и др. 1995).

Ошибки на картах влажных отложений возникают вследствие (i) недостаточной точности измерений и (ii) непредставительности участков измерений. Глубокий анализ методов, позволяющих свести к минимуму и дать количественную оценку этим ошибкам можно найти в процедурах семинара ЕМЕР, посвященного этим темам (Берг и Шауг 1994), здесь он освещаться не будет. Неясность коэффициента влажного отложения для ячейки 50х50 км², основанного на интерполированных измерениях концентрации и количества осадков, оценивается в среднем в 50%. Еще бо́льшие неясности (около 70%) были обнаружены ван Лееувеном и др. (1995) в гористых местностях и территориях со сложным ландшафтом. Те же цифры можно ожидать, если сеть измерений не так плотна, как в северо-западной Европе (Шауг и др. 1993). При использовании пространственного масштаба 5 х 5 км² на территории

Руководство по картированию 2004 • Глава II Картирование уровней концентрации и нагрузок отложений Стр. II - 22

Великобритании, неясности составили ±35%, отражая дополнительную информацию, взятую из подробной карты дождей и соответствующей орографической модели (Смит и Фаулер 2001).

Неясность <u>общего отложения</u> определяется неясностью влажного, сухого отложений и отложений, содержащихся в облаках и тумане. Последние редко принимаются во внимание в большинстве моделей и, соответственно, измеряются. Как уже было описано выше, неясность сухого отложения, как правило, гораздо больше, чем влажного. Оценки общего отложения менее ясны в областях со сложным ландшафтом или сильными градиентами горизонтальной концентрации. Неясность общего отложения (средняя для ячейки) окисляющих соединений (N + S) и базовых катионов можно оценить в 70-120% и 90-140% соответственно для ячеек размером порядка 10 х 10 км².

Ошибки коэффициентов отложения серы, определяемых через сопоставление измерений сквозного падения и выведенных моделей для лесистого участка в Нидерландах, были оценены Драаийерсом и Эрисманом (1993). Оценки ошибок для серы и других веществ даны Эрисманом и Драаийерсом (1995).

Такие большие неясности иллюстрируют необходимость подтверждения результатов моделирования измерениями концентраций воздушного происхождения, влажных отложений, сухих отложений и сквозного падения, как описано в гл. 2.3.2.

Это, а также зависящие от масштаба свойства этих методов, необходимо иметь в виду при чтении перечисления методов, конкретных для каждого вещества, данного в главах 2.3.3-2.3.9.

2.4 Использование карт нагрузки и концентрации отложения

Эти карты предназначены для использования в сочетании с картами критических нагрузок и критических уровней, и демонстрируют, где, и насколько последние превышены. Использование данных отложения и критических нагрузок очень часто подразумевает различные масштабы источников информации. В большинстве случаев критические нагрузки даются с бо́льшим разрешением, чем данные по отложению, что приводит к недооценке превышения критической нагрузки. Эти вопросы уже обсуждались выше: оценка отложения, усовершенствованная, например, путем использования национальных моделей с бо́льшим пространственным разрешением, может поднять качество оценки превышений критических нагрузок. Важный момент, который мы хотим здесь подчеркнуть, заключается в необходимости указания любых различий в масштабах (различных масштабов) в легендах карт и цифр.

Национальные карты и выходные данные моделей можно сравнивать с данными моделей EMEP, т.к. данные EMEP используются для моделирования интегрированных оценок и разработки протоколов. Если национальный набор данных сильно отличается от данных модели EMEP, необходимо поставить об этом в известность EMEP с тем, чтобы произвести научную корректировку модели EMEP. Национальные наборы данных всегда можно использовать для решения национальных задач, а выходные данные национальных моделей необходимо калибровать при помощи результатов мониторинга на международном (напр., EMEP), национальном и региональных карт в местах государственных границ, а соответствующая работа, проводимая на различных уровнях (региональном, национальном, международном) должна координироваться через сопоставление результатов на семинарах EMEP и других событиях.

Таблица 2.2: Краткое изложение методов нанесения на карту атмосферных концентраций и отложений (см. гл. 2.3), их связи со списками выбросов и их достоверность (на уровне конкретных территорий) для использования в картах (1=хорошо, 2=полезно, 3=не следует использовать)(<u>см. mekcm!)</u>

Параметр	Метод	Ссылки на	Достовер-	Достовер-	Комментарии/Требования	Источники данных	Избранные ссылки
		список	<u>ность карти-</u>	ность			
		<u>выбросов</u>	рования	<u>утвержде-</u>			
				<u>ний для</u>			
				<u>конкретных</u>			
	P		1/2	<u>территории</u>		NGG W	
<u>Концентрация Оз</u> <u>(величины АОТ40)</u>	Результаты модели ЕМЕР	да	1/2	3	Достоверность картирования зависит от топографии и структуры выбросов	MSC-West	Barrett et al. (1995), Malık et al. (1996)
	(интерполированные) измерения	нет	1/2/3	1	Как и выше, зависит от плотности сетки измерений	EMEP and national monitoring (EMEP и национальный мониторинг)	CCC(1996), Barrett et al. (1995)
<u>Концентрация SO₂</u>	Результаты модели ЕМЕР	да	1/2	3	Достоверность картирования зависит от топографии и структуры выбросов	MSC-West	Barrett et al. (1995)
	(интерполированные) измерения	нет	1/2/3	1	Как и выше, зависит от плотности сетки измерений	EMEP and national monitoring (EMEP и национальный мониторинг)	CCC(1996), Barrett et al. (1995)
<u>Кониентрация NO_x</u>	Результаты модели ЕМЕР	да	1/2	3	Достоверность н картирования зависит от топографии и структуры выбросов	MSC-West	Barrett et al. (1995)
	(интерполированные) измерения	нет	1/2/3	1	Как и выше, зависит от плотности сетки измерений	EMEP and national monitoring (EMEP и национальный мониторинг)	CCC(1996), Barrett et al. (1995)
<u>Кониентрация NH₃</u>	Результаты модели ЕМЕР	да	2/3	3	Списки выбросов ЕМЕР не очень надежны, есть большие колебания в зав. от территории	MSC-West	Barrett et al. (1995)
	(интерполированные) измерения	нет	2/3	1	Достоверность картирования зависит от топографии и структуры выбросов; требуется высокая плотность сетки измерений	EMEP and national monitoring (EMEP и национальный мониторинг)	CCC(1996), Barrett et al. (1995)
<u>Метеоролог.</u> параметры	(интерполированные) измерения	нет в наличии	1/2	1/2	Количество осадков, частота тумана и облаков, радиационный баланс, температура, скорость и направление ветра	national weather services (нац. метеорологические службы), ECMWF, EPA/NCAR	Potma (1993)
<u>Отложение SO_x</u>	Результаты модели ЕМЕР	да	1/2	3	Главным образом, зависит от качества данных по выбросам, пространственного разрешения	MSC-West	Barrett et al. (1995)

	Сквозные измерения	нет	3	1	Нельзя экстраполировать	ICP Forest Level II and national monitoring (уровень лесов II ICP и национальный мониторинг)	ICP Forests (1994), EDC (1993), Lövblad et al. (1993), Draaijers et al. (1996a)
	Выводное моделирование на уровне конкретных территорий	да/нет	3	1/2	Зависит от качества данных и адекватности параметров	RIVM, ITE,	Lövblad et al. (1993), Erisman et al. (1994)
<u>Отложение NO_y</u>	Результаты модели ЕМЕР	да	1/2	3	Главным образом, зависит от качества данных по выбросам, пространственного разрешения	MSC-West	Barrett et al. (1995)
	Сквозные измерения в сочетании с моделированием баланса с учетом вклада растительного покрова	нет	3	2	Нельзя экстраполировать	ICP Forest Level II and national monitoring (уровень лесов II ICP и национальный мониторинг)	ICP Forests (1994), EDC (1993), Lövblad et al. (1993), Draaijers et al. (1996a)
	Выводное моделирование на уровне конкретных территорий	да/нет	3	1/2	Зависит от качества данных и адекватности параметров	RIVM, ITE,	Lövblad et al. (1993) Erisman et al. (1994)
<u>Отложение NH_x</u>	Результаты модели ЕМЕР	да	2	3	Списки выбросов ЕМЕР не очень надежны, есть большие колебания в зав. от территории	MSC-West	Barrett et al. (1995)
	Сквозные измерения в сочетании с моделированием баланса с учетом вклада растительного покрова	нет	3	2	Нельзя экстраполировать	ICP Forest Level II and national monitoring (уровень лесов II ICP и национальный мониторинг)	ICP Forests (1994), EDC (1993), Lövblad et al. (1993), Draaijers et al. (1996a)
	Выводное моделирование на уровне конкретных территорий	да/нет	3	1/2	Зависит от качества данных и адекватности параметров	RIVM, ITE,	Lövblad et al. (1993) Erisman et al. (1994)
<u>Базовое</u> катионное отложение	Интерполированные измерения влажных отложений плюс выведенные моделью области сухих отложений	нет	2	3	Блоки данных по выбросам недоступны, поля концентрации (для моделирования сухих отложений) построены на недостоверных предположениях	RIVM	Draaijers et al. (1996c)

	Сквозные измерения в	нет	3	1	Нельзя экстраполировать	ICP Forest Level II	ICP Forests (1994), EDC
	сочетании с					and national	(1993), Lövblad et al.
	моделированием					monitoring (уровень	(1993), Draaijers et al.
	баланса с учетом					лесов II ICP и	(1996a)
	вклада растительного					национальный	
	покрова					мониторинг)	
	Выводное	нет	3	2	Зависит от качества данных и	RIVM	Erisman et al. (1995)
	моделирование на				адекватности параметров		
	уровне конкретных						
	территорий						
Общее	Результаты модели	да	1/2	3	Главным образом, зависит от	MSC-West	Barrett et al. (1995)
потенциальное	EMEP				качества данных по выбросам,		
кислотное					пространственного разрешения		
отложение							
	Сквозные измерения в	нет	3	2	Нельзя экстраполировать	ICP Forest Level II	ICP Forests (1994), EDC
	сочетании с					and national	(1993), Lövblad et al.
	моделированием					monitoring (уровень	(1993), Draaijers et al.
	баланса с учетом					лесов II ICP и	(1996a)
	вклада растительного					национальный	
	покрова					мониторинг)	
	Выводное	да/нет	3	2	Зависит от качества данных и	RIVM, ITE,	Lövblad et al. (1993)
	моделирование на				адекватности параметров		Erisman et al. (1994)
	уровне конкретных						
	территорий						

Ссылки

- Anshelm, F. and Th. Gauger (Ансхельм, Ф и Т. Гаугер) (2001): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. Part 2: Mapping Critical Levels exceedances (Картирование специфичных для экосистем долгосрочных тенденций нагрузок и концентраций отложений воздушных загрязнителей в Германии и их сравнение с критическими нагрузками и критическими уровнями. Часть 2: Картирование превышений критических уровней). Final Report of Project (окончательный отчет о проекте) 29942210. Inst. for Navigation (институт навигации), Stuttgart University and Umweltbundesamt.
- Asman, W.A.H. and H.A. van Jaarsveld (Асман, В.А.Х и Х.А. ван Йаарсвельд) (1992): A variableresolution transport model applied for NHx in Europe (Модель перемещения с несколькими значениями разрешения, применяемая для NHx в Европе). Atmos. Environ. Part A-General Topics (Атмосфера. Окружающая среда. Часть А – Общие вопросы), 26, 445-464.
- Asman, W.A.H., Drukker, B. and A.J. Janssen (Асман, В.А.Х., Друккер В. И А.Й.Йанссен) (1988): Modeled historical concentrations and depositions of ammonia and ammonium in Europe (Модель исторического развития концентраций и отложений аммиака и аммония в Европе). Atmos. Environ.(Атмосфера. Окружающая среда), 22, 725-735.
- Aubinet, M., Grelle, A., Ibrom, A., Rannik, U., Moncrieff, J., Foken, T., Kowalski, A.S., Martin, P.H., Berbigier, P., Bernhofer, C., Clement, R., Elbers, J., Granier, A., Grunwald, T., Morgenstern, K., Pilegaard, K., Rebmann, C., Snijders, W., Valentini, R. and Vesala, T. (Обине М., Грелле А., Айбром А., Ранник У., Монкрифф Й., Фокен Т., Ковальски А.С., Мартин П.Х., Бербигер П., Бернхофер К., Клемент Р., Элберс Й., Граньер А., Грунвальд Т., Моргенштерн К., Пилегаард К., Ребманн К., Снийдерс В., Валентини Р. и Весала Т.) (2000): Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: The EUROFLUX methodology (Оценки годового обмена чистого карбона и воды в лесах: методология EUROFLUX). Adv. Ecol. Res., 30: 113-175.
- Bak, J. (Бак Й.) (2001): Uncertainties in large scale assessments of critical loads exceedances (Неясности в крупномасштабных оценках превышений критических нагрузок). Water, Air, and Soil Pollution Focus (Тема: загрязнители воды, воздуха и почвы), Vol. 1 Nos. 1-2 (Том 1, цифры 1-2), 265 280.
- Barrett, K., Seland, Ø., Foss, A., Mylona, S, Sandnes, H., Styve, H. and Tarrasòn, L. (Барретт К., Селанд Ø., Фосс А., Милона С., Санднес Х., Стиве Х. И Таррасон Л.) (1995): European transboundary acidifying air pollution (Трансграничное окисляющее загрязнение воздуха в Европе). EMEP/MSC-W Report 1/95 (Отчет EMEP/MSC-W 1/95). The Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway (Норвежский метеорологический институт, Осло, Норвегия).
- Beier, C., P. Gundersen and Rasmussen L. (Байер К. П., Гундерсен и Расмуссен Л.) (1992): A new method for estimation of dry deposition of particles based on throughfall measurements in a forest edge (Новый метод оценки сухих отложений частиц, основанный на измерении сквозного падения на кромке леса). Atmos. Environ (Атмосфера, окружающая среда). 26А, 1553-1559.
- Berg, T. and Schaug J. (eds.) (Берг Т. и Шауг Й.) (1994): Proceedings of the EMEP Workshop on the Accuracy of Measurements with WMO sponsored sessions on Determining the Representativeness of Measured Parameters in a Given Grid Square as Compared to Model

Calculations, Passau, Germany, 22-26 Nov. 1993 (Процедуры семинара ЕМЕР по точности измерений, сессии, спонсируемые WMO, по определению представительности измеряемых параметров для заданной площади ячейки, сравнительно с моделируемыми расчетами, Пассау, Германия, 22 – 26 Ноября, 1993).

- Beswick, К.М., Hargreaves, К., Gallagher, М.W., Choularton, T.W. & Fowler, D. (Бесвик К.М., Харгривз К., Галлагер М.В., Чоулартон Т.В. & Фаулер Д) 1991. Size resolved measurements of cloud droplet deposition velocity to a forest using an eddy correlation technique (Определение, на основе размера, скорости отложения в каплях облаков для леса с использованием техники сопоставления воронки). Q. J. Roy. Meteor. Soc. (Королевское метеорологическое общество), 117, 623-645.
- Bredemeier, M. (Бредемиер М.) (1988): forest canopy transformation of atmospheric deposition (Трансформация атмосферного отложения лесным покровом). Water Air Soil Poll (Загрязнители воды, воздуха и почвы)., 40, 121-138.
- CLAG (1997): Deposition fluxes in the United Kingdom: A compilation of the current deposition maps and mapping methods (1992-1994) used for Critical Loads exceedance assessment in the United Kingdom (Потоки отложений в Великобритании: подборка карт текущих отложений и методов картирования (1992-1994), использованных для оценки превышений критических нагрузок.). Critical Loads Advisory Group Sub-group report on Depositon Fluxes (Группа по отслеживанию критических нагрузок – отчет подгруппы по потокам отложений), стр. 45. Penicuik: Institute of Terrestrial Ecology (Пеникуик: Институт наземной экологии).
- Coyle, M., Smith, R.I., Stedman, J.R., Weston, K.J., and Fowler, D. (Койл М., Смит Р.И., Стедман Й. Р., Уестон К.Дж. и Фаулер Д.) (2002): Quantifying the spatial distribution of surface ozone concentration in the UK (Количественная оценка пространственного распределения концентраций приповерхностного озона в Великобритании). Atmos. Environ. (Атмосфера. Окружающая среда), 36, 1013-1024.
- Dore, A.J., T.W. Choularton and Fowler, D. (Дор А.Дж., Т.В. Чоулартон и Фаулер Д.) (1992): An improved wet deposition map of the United Kingdom incorporating the topographic dependence of rainfall concentrations (Усовершенствованная карта влажных отложений Великобритании, объединяющая топографическую зависимость концентраций в дождевой воде). Atmos. Environ. (Атмосфера. Окружающая среда), 26А, 1375-1381.
- Draaijers, G.P.J. and Erisman J.W. (Драаийеры Г.П.Й. и Эрисман Й.В.) (1993): Atmospheric sulfur deposition to forest stands throughfall estimates compared to estimates from inference (Отложения атмосферной серы в лесных массивах сравнение оценок сквозного падения с выведенными оценками). Atmos. Environ. (Атмосфера. Окружающая среда), 27А, 43-55.
- Draaijers, G.P.J. and Erisman J.W. (Драаийерс Г.П.Й. и Эрисман Й.В.) (1995): A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements (Модель вклада покрова для оценки атмосферных отложений из измерений сквозного падения). Water Air Soil Pollut.(Загрязнение воды, воздуха, почвы), 85, 2253-2258.
- Draaijers, G.P.J., van Leeuwen, E.P., Potma, C., van Pul, W.A.J. and Erisman, J.W. (Драаийерс Г.П.Й., ван Лееувен Е.П., Потма К., ван Пул В.А.Й. и Эрисман Й.В.) (1995): Марріпд base cation deposition in Europe on a 10x20 km grid (Картирование отложения базовых катионов в Европе на ячейке 10x20 км). Water Air Soil Pollut. (Загрязнители воды, воздуха, почвы), 85, 2389-2394.

- Draaijers, G.P.J., Erisman, J.W., Spranger, T. and Wyers, G.P. (Драаийерс Г.П.Й., Эрисман Й.В., Спрангер Т. и Уайерс Дж.П.) (1996а): The application of throughfall measurements (Применение измерений сквозного падения). Atmos. Environ.(Атмосфера. Окружающая среда), 30, 3349-3361.
- Draaijers, G.P.J., Erisman, J.W., van Leeuwen, N.F.M., Römer, F.G., te Winkel, B.H., Veltkamp, A.C., Vermeulen, A.T. and Wyers G.P. (Драаийерс Г.П.Й., Эрисман Й.В., ван Лееувен Н.Ф.М., Рёмер Ф.Г., те Винкел В.Х., Фельткамп А.К., Фермойлен А.Т. и Уайерс Дж.П) (1996b): The impact of canopy exchange on differences observed between atmospheric deposition and throughfall fluxes (Влияние обмена в покрове на разницу, наблюдаемую между атмосферным отложением и потоками сквозного падения). Atmos. Environ.(Атмосфера. Окружающая среда), 31, 387-397.
- Draaijers, G.P.J., Bleeker, A., van der Veen, D., Erisman, J.W, Möls, H., Fonteijn, P. and Geusenbrock, M. (Драаийерс Г.П.Й., Блеекер А., ван дер Веен Д., Эрисман Й.В., Мёльс Х., Фонтеийн П. И Гойсенброк М.) (2001): Field intecomparison of throughfall, stemflow and precipitation measurements performed within the framework of the Pan European Intensive Monitoring Programme of EU/ICP Forests (Взаимное полевое сравнение измерений сквозного падения, стволового потока и осадков, осуществленное в рамках все-европейской программы интенсивного мониторинга (EU/ICP по лесам)) TNO report (отчет TNO) R2001/140.
- Dragosits, U., Theobald, M.R., Place, C.J., Lord, E., Webb, J., Hill, J., ApSimon, H.M. and Sutton, M.A. (Драгосиц У., Теобальд М.Р., Плейс К. Дж., Лорд Е., Уэбб Дж., Хилл Дж., ЭпСаймон Х.М. и Суттон М.А.) (2002): Ammonia emission, deposition and impact assessment at the field scale: a case study of sub-grid spatial variablility (Оценка выбросов, отложений и воздействия аммиака в полевом масштабе: конкретное исследование пространственного разбега внутри ячейки). Environ. Pollut.(Окружающая среда. Загрязнение), 117, 147-158.
- Duyzer, J.H., Deinum, G. and Baak, J. (Дуизер Й.Х., Дейнум Г. и Баак Й.) (1995): The interpretation of measurements of surface exchange of nitrogen oxides; corrections for chemical reactions (Интерпретация измерений поверхностного обмена окислов азота, корректировка на химические реакции). Philosophical Transactions of the Royal Society of London (Философские труды Лондонского Королевского Научного Общества) А 351, 1-18
- Duyzer, J., Nijenhuis, B. and Weststrate, H. (Дуизер Й., Нийенхуис Б. и Вестстрате Х.) (2001): Monitoring and modelling of ammonia concentrations and deposition in agricultural areas of the Netherlands (Мониторинг и моделирование концентраций и отложений аммиака в сельскохозяйственных областях Нидерландов). Water, Air and Soil Pollution Focus (Тема: Загрязнение воды, воздуха и почвы), Vol 1 Nos. 5-6 (Т.1, цифры 5-6), 131-144.
- EDC (Environmental Data Centre Центр данных по окружающей среде) (1993): Manual for Integrated Monitoring. Programme Phase 1993-1996 (Руководство по интегрированному мониторингу. Фаза программы 1993-1996). National Board of Waters and the Environment, Helsinki (Национальный совет по воде и окружающей среде, Хельсинки).
- Eder, B.K. and Dennis R.L. (Эдер Б.К. и Деннис Р.Л.) (1990): On the use of scavenging ratios for the inference of surface level concentration (По использованию коэффициентов очищения для выведения концентраций поверхностного уровня). Water Air Soil Pollut.(Загрязнители воды, воздуха и почвы), 52, 197-215.
- Emberson, L.D., Ashmore, M.R., Cambridge, H.M., Simpson, D. and Tuovinen J.-P. (Эмберсон Л.Д., Эшмор М.Р., Кэмбридж Х.М., Симпсон Д. и Туовинен Й.-П.) (2000): Modelling

stomatal ozone flux across Europe (Моделирование устьичного потока озона по Европе). Environ. Pollut.(Окружающая среда. Загрязнение), 109, 403-413.

- EMEP/CCC (1996): EMEP Manual for Sampling and Analysis (Руководство EMEP по отбору образцов и анализу). Отчет EMEP/CCC 1/95.
- Erisman, J.W. and Draaijers G. (Эрисман Й.В. и Драаийерс Г.П.Й.) (1995): Atmospheric deposition in relation to acidification and eutrophication (Атмосферное отложение в связи с закислением и эутрофикацией). Studies in Environmental Science (Экологические исследования) 63, Elsevier, Amsterdam (Элсевир, Амстердам).
- Erisman, J.W., A. van Pul and Wyers P. (Эрисман Й.В., А. Ван Пул и Уайерс Р.) (1994a): Parameterization of dry deposition mechanisms for the quantification of atmospheric input to ecosystems (Параметризация механизмов сухого отложения для количественной оценки вклада атмосферы в экосистемы). Atmos. Environ.(Атмосфера. Окружающая среда), 28, 2595-2607.
- Erisman, J.W., Beier, C., Draaijers, G.P.J. and Lindberg, S. (Эрисман Й.В., Байер К., Драаийерс Г.П.Й. и Линдберг С.) (1994b): Review of deposition monitoring methods (Обзор методов мониторинга отложений). Tellus (Теллус), 46В, 79-93.
- Erisman, J.W., Draaijers, G., Duyzer, J., Hofschreuder, P., van Leeuwen, N., Römer, F., Ruijgrok, W. and Wyers, P. (Эрисман Й.В., Драаийерс Г.П.Й., Дуизер Й., Хофшройдер П., ван Лееувен Н.Ф.М., Рёмер Ф., Руийгрок В. и Уайерс Р.) (1995): Particle deposition to forests. In: Heij, G.J. and Erisman J.W.(eds.): Proceedings of the conference "Acid rain research: do we have enough answers?" (Отложение частиц и лес: Хей Г.Й. и Эрисман Й.В..Протокол конференции «Исследование кислотных дождей: достаточно ли у нас ответов?»), `s-Hertogenbosch, The Netherlands, 10-12 Oct. 1994 (Хертогенбосх, Нидерланды, 10-12 октября 1994). Studies in Environmental Science (Экологические исследования) 64, 115-126.
- Erisman, J.W., Mennen, M.G., Fowler, D., Flechard, C.R., Spindler, G., Grüner, A., Duyzer, J.H., Ruigrok, W. and Wyers, G.P. (Эрисман Й.В., Меннен М.Дж., Фаулер Д., Флечард К.Р., Спиндлер Г., Грюнер А., Дуизер Й., Руигрок В. и Уайерс Р.) (1998a): Deposition Monitoring in Europe (Мониторинг отложений в Европе). Environ. Monit. Assess. (Окружающая среда. Мониторинг. Оценка), 53, 279-295.
- Erisman, J.W., Bleeker, A. and Van Jaarsveld, H. (Эрисман Й.В., Блеекер А. и Ван Йаарсвельд X.) (1998b): Atmospheric deposition of ammonia to semi-natural vegetation in the Netherlands-methods for mapping and evaluation (Атмосферное отложение аммиака в районах полу-естественной растительности в Нидерландах методы картирования и оценки). Atmos. Environ.(Атмосфера. Окружающая среда), 32, 481-489.
- Ferm M. (Ферм М.) (2001): Validation of a diffusive sampler for ozone in workplace atmospheres according to EN838 (Подтверждение диффузного образца для озона в рабочих атмосферах в соответствии с EN838). Proceedings from International Conference Measuring Air Pollutants by Diffusive Sampling, Montpellier, France 26-28 September 2001 (Протокол международной конференции по измерению воздушных загрязнителей с помощью забора диффузных образцов, Монпелье, Франция, 26-28 сентября 2001), 298-303.
- Ferm, M. and Svanberg P.-A. (Ферм М. и Сванберг П.-А.) (1998): Cost-efficient techniques for urban and background measurements of SO2 and NO2 (Низкозатратные технологии фонового и городского измерения). Atmos. Environ. (Атмосфера. Окружающая среда), 32, 1377-1381.

- Flechard, C.R. and Fowler, D. (Флечард К.Р. и Фаулер Д.) (1998): Atmospheric ammonia at a moorland site. II: Long-term surface/atmosphere micrometeorological flux measurements (Атмосферный аммиак на территориях, покрытых вереском. II: долгосрочные поверхностные/атмосферные микрометеорологические измерения потока). Q. J. Roy. Meteor. Soc. (Королевское метеорологическое общество), 124, 733-757.
- Flemming, J. (Флемминг Й.) (2003): Immissionsfelder aus Beobachtung, Modellierung und deren Kombination, PhD thesis, Free University Berlin, FB Geowissenschaften (in German).
- Fowler, D., Granat, L., Koble, R., Lovett, G., Moldan, F., Simmons, C., Slanina, S.J. & Zapletal, M. (Фаулер Д., Гранат Л., Кобле Р., Ловетт Г., Молдан Ф., Симмонс К., Сланина С. Й. и Заплетал М.) (1993): Wet, cloud water and fog deposition. (Working Group report) (Влажные отложения и отложения в воде облаков и тумана). In: Models and methods for the quantification of atmospheric input to ecosystems, edited by G.Lovblad, J.W. Erisman & Fowler (Модели и методы количественной оценки атмосферного вклада в экосистемы, под ред. Г. Ловблада, Й.В. Эрисмана и Фаулера), 9-12. Copenhagen: Nordic Council of Ministers (Копенгаген: Совет министров стран Северной Европы).
- Fowler, D., Jenkinson, D.S., Monteith, J.L. and Unsworth, М.Н. eds. (Фаулер Д., Дженкинсов Д.С., Монтейт Дж.Л. и Ансворт М.Х.) (1995а): The exchange of trace gases between land and atmosphere (Обмен незначительных газовых помесей между землей и атмосферой). Proceedings of a Royal Society discussion meeting (Протокол заседания Королевского общества). Philos. T. Roy. Soc. (Философские труды Королевского общества) А, 351 (1696), стр. 205-416.
- Fowler, D., Leith, I.D., Binnie, J., Crossley, A., Inglis, D.W.F., Choularton, T.W., Gay, M., Longhurst, J.W.S. and Conland, D.E. (Фаулер Д., Лейт И.Д., Гроссли А., Инглис Д.В.Ф., Чоулартон Т.В., Гей М., Лонгхёрст Дж.В.С. и Конлэнд Д.Е.) (1995b): Orographic enhancement of wet deposition in the United Kingdom: continuouse monitoring (Орографическое укрепление влажного отложения в Великобритании: непрерывный мониторинг). Water Air Soil Pollut. (Загрязнители воды, воздуха и почвы), 85, 2107-2112.
- Fowler, D., R.I. Smith and Weston K.J. (Фаулер Д., Смит Р.И. и Уэстон К.Дж.) (1995с): Quantifying the spatial distribution of surface ozone exposure at the 1kmx1km scale (Количественное определение пространственного распределения проявлений озона на поверхности в масштабе 1 км х 1 км). In: Fuhrer and Achermann (eds.) (Фюрер и Акерманн) (1995), 196-205.
- Fowler, D., Pitcairn, C.E.R. and Erisman, J-W. eds. (Фаулер Д., Питкэйрн К.Е.Р. и Эрисман Й.В.) (2001а): Air-Surface Exchange of Gases and Priticles (2000) (Обмен газов и частиц между воздухом и поверхностью). Proceedings of the Sixth International Conference on Air-Surface Exchange of Gases and Particles, Edinburgh 3-7 July, 2000 (Протокол шестой международной конференции по обмену газов и частиц между воздухом и поверхностью). Water Air and Soil Pollution Focus (Тема: Загрязнение воды, воздуха и почвы), Vol. 1 Nos. 5-6 (Т. 1, цифры 5-6), 1-464.
- Fowler, D., Coyle, M., Flechard, C., Hargreaves, K., Storeton-West, R., Sutton, M. and Erisman, J.W. (Фаулер Д., Койл М., Флечард К.Р., Харгривз К., Стортон-Уэст Р., Суттон М. и Эрисман Й.В.) (2001b): Advances in micrometeorological methods for the measurement and interpretation of gas and particles nitrogen fluxes (Продвижения в микрометеорологических методах измерения и интерпретации азотных потоков газа и частиц). Plant Soil (Растительная почва), 228, 117-129.

- Fowler, D., Sutton, M.A., Flechard, C., Cape, J.N., Storeton-West, R., Coyle, M. and Smith, R.I. (Фаулер Д., Суттон М, Флечард К.Р., Кейп Дж.Н., Стортон-Уэст Р., Койл М. и Смит Р.И.) (2001c): The Control of SO₂ dry deposition on to natural surfaces and its effects on regional deposition (Контроль за сухим отложением SO₂ на естественных поверхностях и его воздействие на региональные отложения). Water, Air, and Soil Pollution Focus (Тема: Загрязнение воды, воздуха и почвы), Vol. 1 Nos. 5-6 (T.1, цифры 5-6), 39-48.
- Fuhrer, J. (Фурер Й.) (2002): Ozone impacts on vegetation (Влияние озона на растительность). Ozone-Sci. Eng., 24, 69-74.
- Gallagher, M., Fontan, J., Wyers, P., Ruijgrok, W., Duyzer, J., Hummelsh, P. and Fowler, D. (Галлагер М., Фонтан Й., Уайерс Р., Руийгрок В., Дуизер Й., Хуммельш П. и Фаулер Д.) (1997): Atmospheric Particles and their Interactions with Natural Surfaces (Атмосферные частицы и их взаимодействие в естественными поверхностями). In: Biosphere-Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances (Обмен загрязнителями и контрольными веществами между биосферой и атмосферой), (ed. S. Slanina) (под ред. Сланина С. Й.), 45-92. Springer-Verlag.
- Gauger, Th., F. Anshelm, H. Schuster, J.W. Erisman, А.Т. Vermeulen, G.P.J. Draaijers, А. Bleeker and H.-D. Nagel (Гаугер Т.Ф., Ансхельм Х., Шустер Й.В., Эрисман Й.В., Фермойлен Г.Р.Й., Драаийерс Г.П.Й., Блеекер А. и Нагел Х.-Д.) (2003): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. Part 1: Deposition Loads 1990-1999 (Картирование специфичных для экосистем долгосрочных тенденций нагрузок и концентраций отложений воздушных загрязнителей в Германии и их сравнение с критическими нагрузками и критическими уровнями. Часть 1: Нагрузки отложений 1990-1999). Final Report of Project (Последний доклад по проекту) 29942210. Inst. for Navigation (Институт навигации), Stuttgart University and Umweltbundesamt.
- Grunhage, L. and Haenel H.D. (Грунхаге Л. и Хэнел Х.Д.) (1997): Platin (plant-atmosphere interaction) I: A model of plant-atmosphere interaction for estimating absorbed doses of gaseous air pollutants (Взаимодействие растений с атмосферой Platin. I: Модель взаимодействия растений с атмосферой для оценки поглощенных доз газообразных загрязнителей воздуха). Environ. Pollut.(Окружающая среда. Загрязнители), 98, 37-50.
- Hicks, B.B., Baldocchi, D.D., Meyers, T.P., Matt, D.R. and Hosker, Jr. R.P. (Хикс Б.Б., Балдоччи Д.Д., Майерс Т.П., Мэтт Д.Р. и Хоскер Р.П. мл.) (1987): A preliminary multiple resistance routine for deriving dry deposition velocities from measured quantities (Предварительный многократный алгоритм для получения скоростей сухого отложения из измеренных параметров). Water Air Soil Pollut. (Загрязнители воды, воздуха и почвы), 36, 311-330.
- Hicks, B.B., McMillen, R., Turner, R.S., Holdren, Jr. G.R. and Strickland, T.C. (Хикс Б.Б., МакМиллен Р., Холдрен Г.Р. мл. и Стрикленд Т.К.) (1993): A national critical loads framework for atmospheric deposition effects assessment: III. Deposition characterization (Структура национальных критических нагрузок для оценки воздействия атмосферных отложений: III. Характеристика отложения). Environ. Manage. (Окружающая среда. Управление), 17, No.3, 343-353.
- Iversen, T. (editor) (Айверсон Т. (ред.)) (1991): Comparison of three models for long term photochemical oxidants in Europe (Сравнение трех моделей для фотохимических оксидантов длительного действия. Европа). Отчет EMEP/MSC-W 3/91. The Norwegian

Meteorological Institute, Oslo, Norway (Норвежский метеорологический институт, Осло, Норвегия).

- Loibl, W. and Smidt, S. (Лойбл В. и Смидт С.) (1996): Ozone exposure Areas of potential ozone risk for selected tree species (Проявления озона Зоны потенциального риска воздействия озона на некоторые виды деревьев). Environ. Sci. Pollut. (Окружающая среда. Наука. Загрязнение) R., 3, 213-217.
- Lövblad, G. (Лёвблад Г.) (1996): In: Knoflacher, M., Schneider, J., and Soja, G. (eds.)(В сборнике: Кнофлакер М., Шнайдер Й. и Сойа Г.): Exceedance of Critical Loads and Levels - Spatial and Temporal Interpretation of Elements in Landscape Sensitive to (Превышение Atmospheric Pollutants критических нагрузок И уровней пространственная И временная интерпретация элементов в ланлшафтах. чувствительных к атмосферным загрязнителям). Report from a UNECE Workshop held in Vienna, Austria, 22-24 November 1995 (Отчет семинара ЭКЕ ООН в Вене, Австрия, 22-24 ноября 1995). Federal Ministry for Environment, Youth and Family, Austria, Conference Papers (Федеральное министерство окружающей среды, молодежи и семьи, Австрия, документы конференции) 15, 236
- Lövblad, G. and Erisman J.W. (Лёвблад Г. и Эрисман Й.В.) (1992): Deposition of Nitrogen in Europe. Background document; In Grennfelt, P. and Thörnelöf E.(eds.) (Отложение азота в Европе. Сопутствующие документы: Греннфельт П. и Тёрнелёф Е.) (1992): Critical Loads for Nitrogen; report from a workshop held at Lökeberg, Sweden, 6-10 April 1992 (Критические нагрузки азота, отчет с семинара в Лёкеберге, Швеция, 6-10 апреля 1992). Nord 1992: 41.
- Lövblad, G., J. W. Erisman and Fowler D.(eds.) (Лёвблад Г., Эрисман Й.В. и Фаулер Д.) (1993): Models and Methods for the Quantification of Atmospheric Input to Ecosystems (Модели и методы количественной оценки атмосферного вклада в экосистемы). Proceedings of an international workshop on the deposition of acidifying substances, Göteborg 4-6 November 1992 (Протокол международного семинара по отложениям окисляющих веществ, Гётеборг, 4-6 ноября 1992). Nordiske Seminar- од Arbejdsrapporter 1993:573, Nordic Council of Ministers (Совет министров стран Северной Европы).
- Lövblad, G., Grennfelt, P., Kärenlampi, L., Laurila, T., Mortensen, L., Ojanperä, K., Pleijel, H., Semb, A., Simpson, D., Skärby, L., Tuovinen, J.P. and Тørseth, К. (Лёвблад Г., Греннфельт П., Кэренлампи Л., Лаурила Т., Мортенсен Л., Ойанперэ К., Плеийел Х., Семб А., Симпсон Д., Скэрби Л., Туовинен Й.-П. и Тёрсет К.) (1996): Ozone exposure mapping in the Nordic Countries (Картирование проявлений озона в странах Северной Европы). Report from a Nordic cooperation project finanaced by the Nordic Council of Miisters (Отчет нордического проекта сотрудничества, финансируемого Советом Министров стран Северной Европы), Report Tema Nord 1996:528.
- Lyman, J., Fleming, R. H. (Лаймэн Дж., Флеминг Р.Х.) (1940): Composition of sea water (Состав морской воды). Journal of Marine Research (Журнал морских исследований) 3: 134-146.
- Nemitz, E., Milford, C. and Sutton, М.А. (Немитц Е., Милфорд К. и Суттон М.А.) (2001): A two-layer canopy compensation point model for describing bi-directional biosphereatmosphere exchange of ammonia (Модель точки двухуровневой компенсации покрова для описания двунаправленного биосферо-атмосферного обмена аммиака). Q. J. Roy. Meteor. Soc. (Королевское метеорологическое общество), 127, 815-833.
- PORG (1997): Ozone in the UK (Озон в Великобритании). Fourth report of the Photochemical Oxidants Review Group (Четвертый отчет Группы обзора по фотохимическим окислителям (PORG)). 234стр. DETR (ITE Edinburgh).

- RGAR (1997): Acid Deposition in the United Kingdom 1992-1994 (Кислотные отложения в Великобритании). Fourth Report of the Review Group on Acid Rain (Четвертый отчет Группы обзора по кислотным дождям (RGAR)). Стр. 176. HMSO, London.
- Ruijgrok, W., Tieben, H. and Eisinga, P. (Руийгрок В., Тибен Х. и Эйсинга П.) (1996): The dry deposition of particles to a forest canopy: a comparison of model and experimental results (Сухое отложение частиц и лесной покров: сравнение модели и экспериментальных результатов). Atmos. Environ. (Атмосфера. Окружающая среда), 31, 399-415.
- Schaug, J., Iversen, T. and Pedersen, U. (Шауг Й., Айверсон Т. и Педерсен У.) (1993): Comparison of measurements and model results for airborne sulfur and nitrogen components with Kriging (Сравнение измерений и результатов моделирования для серных и азотистых компонентов воздушного происхождения с помощью кригинга). Atmos. Environ. (Атмосфера. Окружающая среда), 27А, 831-844.
- Schjoerring, J.K., Husted, S. and Mattsson, M. (Шьёеринг Й.К., Хустед С. и Маттссон М) (1998): Physiological parameters controlling plant-atmosphere ammonia exchange (Контроль обмена аммиака между растениями и атмосферой через физиологические параметры). Atmos. Environ.(Атмосфера. Окружающая среда), 32, 491-498.
- Singles, R, Sutton, M.A. and Weston, К.J. (Синглз Р., Суттон М.и Вестон К.Дж.) (1998): A multi-layer model to describe the atmospheric transport and deposition of ammonia in Great Britain (Многоуровневая модель для описания атмосферного перемещения и отложения аммиака в Великобритании). Atmos. Environ. (Атмосфера. Окружающая среда), 32, 393-399.
- Sjöberg K., Lövblad G., Ferm M., Ulrich E., Cecchini S. and Dalstein L. (Съёберг К., Лёвблад Г., Ферм М., Ульрих Е., Чеччини С. и Далстайн Л.) (2001) Ozone measurements at forest plots using diffusive samplers (Измерения озона в лесистых участках с использованием диффузных образцов). Proc. from International Conference Measuring Air Pollutants by Diffusive Sampling, Montpellier, France 26-28 September 2001 (Протокол международной конференции по измерению воздушных загрязнителей с помощью диффузных образцов, Монпелье, Франция, 26-28 сентября 2001). Стр.116-123.
- Slanina, S. ed. (Сланина С. Й.) (1997): Biosphere-Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances (Биосферо-атмосферный обмен загрязнителей и контрольных веществ). Springer-Verlag
- Slinn, W.G.N. (Слинн В.Г.Н.) (1982): Predictions for particle deposition to vegetativ surfaces (Прогнозы отложений частиц на растительные поверхности). Atmos. Environ.(Атмосфера. Окружающая среда), 16, 1785-1794.
- Smith, R.I. and Fowler, D. (Смит Р.И. и Фаулер Д.) (2001): Uncertainty in estimation of wet deposition of sulphur (Неясности в оценке влажных отложений серы). Water, Air and Soil Pollution Focus (Тема: Загрязнение воды, воздуха и почвы), Vol 1. Nos. 5-6 (Т.1, цифры 5-6), 341-354.
- Smith, R.I., D. Fowler and Bull K.R. (Смит Р.И., Фаулер Д. и Булл К.Р.) (1995): Quantifying the scale dependence in estimates of wet and dry deposition and the implication for critical load exceedances (Количественное определение зависимости масштаба в оценках влажных и сухих отложений, последствия для превышений критических нагрузок). In: Heij, G.J. and Erisman J.W.(eds.): Proceedings of the conference "Acid rain research: do we have enough answers?" (Подброка: Хей Г.Й. и Эрисман Й.В., протокол конференции «Исследование кислотных дождей: достаточно ли у нас ответов?») `s-Hertogenbosch,

The Netherlands, 10-12 Oct. 1994 (Хертогенбосх, Нидерланды). Studies in Environmental Science (Экологические исследования) 64, 175-186.

- Smith, R.I., D. Fowler, M.A. Sutton, C. Flechard and Coyle, M. (Смит Р.И., Фаулер Д., Суттон M, Флечард К.Р.и Койл М.) (2000): Regional estimation of pollutant gas dry deposition in the UK: model description, sensitivity analyses and outputs (Региональная оценка сухого газообразного отложения загрязнителя в Великобритании: описание модели, анализ чувствительности и выходные данные). Atmos. Environ.(Атмосфера. Окружающая среда), 34, 3757-3777.
- Spranger, T. (Спрангер Т.) (1992), Erfassung und ökosystemare Bewertung der atmosphärischen Deposition und weiterer oberirdischer Stoffflüsse im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Ph.D. thesis, Christian-Albrechts Universität, Kiel, Germany (in German).
- Spranger, T., F. Kunze, Th. Gauger, H.-D. Nagel, A. Bleeker and G.P.J. Draaijers (Шпрангер Т., Кунце Ф., Т. Гаугер, Х.-Д. Нагел, А. Блеекер и Г.П.Й. Драаийерс) (2001): Critical Loads exceedances in Germany and their dependence on the scale of input data (Превышение критических нагрузок в Германии и их зависимость от масштаба входных данных). Water, Air, and Soil Pollution Focus (Тема: Загрязнение воды, воздуха и почвы), Vol. 1 Nos. 1-2 (Т.1, цифры 1-2), 335-351.
- Stedman, J.R., Vincent, K.J., Campbell, G.W., Goodwin, J.W.L. and C.E.H Downing. (Стедман Й. Р., Винсент К.Дж., Кэмпбелл Г.В., Гудвин Дж.В.Л. и Даунинг К.Е.Х.) (1997): New high resolution maps of estimated background ambient Nox and NO2 concentrations in the UK (Новые карты высокого разрешения с оценками концентраций фонового атмосферного Nox NO2 в Великобритании). Atmos. Environ. (Атмосфера. Окружающая среда), 31,3591-3602.
- Sutton, M.A., Lee, D.S., Dollard, G.J. and Fowler D. eds. (Суттон М, Ли Д.С., Доллард Г.Дж. и Фаулер Д.) (1998): International conference on atmospheric ammonia: emmison, deposition and environmental impacts (Международная конференция по атмосферному аммиаку: выбросы, отложения и воздействия на окружающую среду). Atmos. Environ. (Атмосфера. Окружающая среда), 32, 269-594.
- Sutton, M.A., Nemitz, E., Fowler, D., Wyers, G.P., Otjes, R.P., Schjoerring, J.K., Husted, S., Nielsen, K.H., San José, Moreno, J., Gallagher, M.W. and Gut, A. (Суттон М., Немитц Е., Фаулер Д., Уайерс Р., Отьес Р.П., Шьёерринг Й.К., Хустед С., Нильсен К.Х., Сан Хозе, Морено Х., Галлагер М. и Гут А.) (2000): Fluxes of ammonia over oilseed rape Overview of the EXAMINE experiment (Потоки аммиака на поле рапса (семян масличной культуры). Обзор эксперимента EXAMINE). Agr. Forest Meteorol. (Сельскохозяйственная и лесная метеорология), 105, 327-349.
- Sutton, M.A., Miners B., Tang Y.S., Milford C., Wyers G.P., Duyzer J.H. and Fowler D. (Суттон М., Майнерс Б., Танг Й.С., Милфорд К., Уайерс Р., Дуизер Й. и Фаулер Д.) (2001a): Comparison of low-cost measurement techniques for long-term monitoring of atmospheric атторинга атмосферного аммиака). J. Environ. Monitor. (Окружающая среда. Мониторинг), 3, 446-453.
- Sutton, M.A., Tang, Y.S., Dragosits, U., Fournier, N., Dore, T., Smith, R.I., Weston, K.J. and Fowler, D. (Суттон М., Танг Й.С., Драгосиц У., Фурнье Т., Дор Т., Смит Р.И., Уэстон К.Дж. и Фаулер Д.) (2001b): A spatial analysis of atmospheric ammonia and ammonium in the UK (Пространственный анализ атмосферного аммиака и аммония в Великобритании). The Scientific World (Научный мир), 1 (S2), 275-286.

- Sverdrup, H., de Vries, W., Hornung, M., Cresser, M., Langan, S., Reynolds, B., Skeffington, R and Robertson, W. (Свердруп Х., де Врие В., Хорнунг М., Крессер М., Ланган С., Рейнолдс Б., Скеффингтон Р. И Робертсон В.) (1995): Modification of the simple mass-balance equation for calculation of critical loads of acidity (Модификация простого уравнения баланса массы для расчета критических нагрузок кислотности). In: М. Hornung, М.А. Sutton and R.B. Wilson (eds.) (Подборка: М. Хорнунг, М.А. Суттон и Р.Б. Уилсон) Mapping and modelling of critical loads for nitrogen: a Workshop Report, Grange-over-Sands, October 1994 (Картирование и моделирование критических нагрузок для азота: отчет с семинара, Гранж-овер-Сэндз, октябрь 1994). Penicuik: Instsitute of Terrestrial Ecology (Пеникуик: институт наземной экологии). 87-92.
- Sverdrup, H. U., Johnson, M. W., Fleming, R.H. (Свердруп Х., Джонсон М.В., Флеминг Р.Х.) (1946): The Oceans Their Physics Chemistry and General Biology(Океаны их физическая химия и общая биология.). Prentice-Hall, New York , Стр. 1087.
- UBA (1996): Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical areas where they are exceeded (Руководство по методологиям и критериям картирования критических уровней/нагрузок и географические территории, на которых они превышены). UBA-Texte 71/96.
- Ulrich, B. (Ульрих Б.) (1983): Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride (Взаимодействие лесных покровов с атмосферными компонентами: SO₂, катионами щелочи и наземной щелочи и хлорида). In: B. Ulrich and Pankrath J.(eds.): Effects of accumulation af air pollutants in forest ecosystems (Подборка: Б. Ульрих и Панкрат Й: Эффекты от накопления воздушных загрязнителей в лесных экосистемах), 33-45
- UNECE ICP Forests (Программа ENECE по лесам) (1999): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part VI: Measurement of Deposition and Air Pollution (Руководство по методам и критериям согласования отбора образцов, оценки, мониторинга и анализа воздействия воздушных загрязнителей на леса. Часть VI: Измерение отложений и воздушных загрязнителей)
- van Leeuwen, E.P., J.W. Erisman, G.P.J. Draaijers, C.J.M. Potma and van Pul W.A.J. (ван Лееувен Н.Ф.М., Эрисман Й.В., Драаийерс Г.П.Й., Потма К.Й.М. и ван Пул В.А.Й.) (1995): European wet deposition maps based on measurements (Карты влажных отложений, основанные на измерениях). Доклад No. 722108006, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands (Национальный институт общественного здоровья и защиты окружающей среды, Билтховен, Нидерланды).
- van Pul, W.A.J., C. Potma, E. van Leeuwen, Draaijers, G., and Erisman J.W. (ван Пул В.А.Й., Потма К., ван Лееувен Е., Драаийерс Г.П.Й. и Эрисман Й.В.) (1995): EDACS: European deposition maps of acidifying components on a small scale. Model description and preliminary results (EDACS: Европейские маломасштабные карты отложений окисляющих компонентов. Описание модели и предварительные результаты.) Отчет RIVM No. 722401005, Bilthoven, The Netherlands (Бильтховен, Нидерланды)
- Walton, S., Gallagher, M.W. and Duyzer, J.H. (Уолтон С., Галлагер М. и Дуизер Й.) (1997): Use of a detailed model to study the exchange of Nox and O3 above and below a deciduous canopy (Использование детальной модели для изучения обмена Nox и O3 выше и ниже лиственного покрова). Atmos. Environ. (Атмосфера. Окружающая среда), 31, 2915-2932.

К кому можно обратиться за советом?

По вопросам обращайтесь:

- <u>Модели перемещения дальнего действия EMEP</u>: Erik Berge, The Norwegian Meteorological Institute, P.O. Box 43 - Blindern, N - 0313 Oslo, Norway, Тел. +47 2296 - 3000; Факс. +47 2296 - 3050
- Моделирование с высоким разрешением сухих отложений, отложений в облаках/тумане, комбинация с картами интерполированных влажных отложений: Jan-Willem Erisman, RIVM-LLO, P.O. Box 1, 3720 BA Bilthoven, The Netherlands, Тел. +31-30-274-2824; Факс. +31-30-2287531
 David Fowler, Centre for Ecology and Hydrology, Bush Estate, Penicuik, Midlothian, EH26 0QB, United Kingdom, Тел. +44-131-445-4343; Факс. +44-131-445-3943
- Комбинация моделей с высоким разрешением с моделями перемещения дальнего <u>действия</u>: Jan-Willem Erisman, RIVM-LLO, P.O. Box 1, 3720 BA Bilthoven, The Netherlands; Тел. +31-30-274-2824; Факс. +31-30-2287531 Erik Berge, The Norwegian Meteorological Institute, P.O. Box 43 - Blindern, N - 0313 Oslo, Norway, Тел. +47 2296 3000; Факс. +47 2296 3050
- <u>Методология измерения и интерполяции (Концентрации в воздухе окружающей среды,</u> <u>влажные и кучные отложения)</u>: EMEP CCC, NILU, Postbox 100, N-2007 Kjeller, Norway, Тел. +47-6389-8000; Факс. +47-6389-8050
- <u>Оценка карт общего отложения при помощи измерений сквозного падения:</u> Gun Lövblad, Swedish Environmental Research Institute, Box 47086, 40258 Göteborg, Sweden; Тел. +46-31-725 6240, Факс. +46-31- 725 6290, gun.lovblad@ivl.se Jan-Willem Erisman, RIVM-LLO, P.O. Box 1, 3720 BA Bilthoven, The Netherlands; Тел +31-30-274-2824; Факс +31-30-2287531
- <u>Диффузные образцы для мониторинга загрязнения воздуха</u>: Martin Fern, Swedish Environmental Research Institute, Box 47086, 40258 Göteborg, Sweden; Тел. +46-31-725 6224, Факс. +46-31-725 6290 martin.ferm@ivls.se
- <u>Общую информацию о картировании</u> также можно получить в Координационном Центре по Воздействиям: ССЕ, Netherlands: Jean-Paul Hettelingh, Тел. +31-30-74 30 48; Факс. +31-30-74 29 71
- <u>Общая информация по моделированию</u>: Ron Smith, Centre for Ecology and Hydrology, Bush Estate, Penicuik, Midlothian EH26 0QB, Тел. +44 131 445 4343; Факс. +44 131 445 3943
- Общая информация по NO_x, NO₃: Kim Pilegaard, Riso National Laboratory, PO Box 49, DK-4000 Roskilde, Denmark Тел. +45 4677 4677, Факс. +45 4677 4160 Jan Duyzer, TNO-MEP, Postbus 342, 7300 AH, Apeldoorn, The Netherlands, Тел. +31 55 549 3944; Факс. +31 55 549 3252

3 Картирование критических уровней для растительности

Руководство по картированию

2004

Международная программа сотрудничества (ICP) по воздействиям загрязнения воздуха на естественную растительность и сельскохозяйственные культуры



Фото: Эксперименты с растительностью ICP в Каденаццо, Швейцария (фото Й. Фурера)

КОНВЕНЦИЯ ЭКЕ ООН ПО ТРАНСГРАНИЧНОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ ВОЗДУХА НА БОЛЬШИЕ РАССТОЯНИЯ

Международная программа сотрудничества по воздействию загрязнения воздуха на естественную растительность и сельскохозяйственные культуры

http://icpvegetation.ceh.ac.uk

Председатель: Др. Гарри Харменс, СЕН Bangor, Великобритания

ICP по растительности является международной программой, исследующей воздействия загрязнителей, главным образом озона, на культуры и естественную растительность в Европе и Северной Америке. Рассматривается также накопление тяжелых металлов, приводящее к отложению частиц на растительность.

Глава 3 была составлена и отредактирована Г. Миллзом (Координационный центр ICP по растительности, Великобритания). Источники предоставили (в алфавитном порядке):

- В. Бермехо (Испания),
- М. Броудмедоу (Великобритания),

Б. Гимено (Испания),

- Х. Даниелссон (Швеция),
- П.Е. Карлссон (Швеция),
- Г. Миллз (Великобритания),
- Г. Пихл Карлссон (Швеция),
- Х. Плеийел (Швеция),
- Д. Симпсон (ЕМЕР),
- Й. Фурер (Швейцария),
- Л. Эмберсон (Великобритания) и
- М. Эшмор (Великобритания)

Дополнительную консультацию предоставили:

- С. Браун (Швейцария),
- А. Вайпонд (Великобритания),
- М. Йохансон (ЭКЕ ООН),
- У. Лоренц (ІСР по моделированию
- и картированию),
- М. Пош (ССЕ),
- Х. Харменс (Координационный центр
- ІСР по растительности, Великобритания),
- Т. Шпрангер (ІСР по моделированию
- и картированию).

www.icpmapping.org

3.1 Общие замечания и задачи

Цель этой главы – предоставить информацию по критическим уровням для чувствительной растительности и объяснить, как рассчитывать их превышение. Методы для картирования концентраций загрязнителей, отложений и превышений даны в других главах (гл. 2).

Избыточное воздействие атмосферных загрязнителей оказывает пагубный эффект на огромное количество растительных видов. Критические уровни по-разному описаны для разных загрязнителей, включая среднюю концентрацию, накопленное воздействие и потоки через устьица растений. Воздействия, которые здесь трактуются как серьезные, отличаются в зависимости от рецептора и загрязнителя и включают в себя изменения роста, снижение урожайности, видимые поражения и пониженное производство семян. Рецепторы делятся на пять основных категорий: сельскохозяйственные культуры, садоводческие культуры, полуестественная растительность, естественная растительность и лесные деревья. Для некоторых загрязнителей, например, озона, полуестественная и естественная растительность объединяется в одну категорию (полу-) естественной растительности.

В предыдущей версии настоящего Руководства (ЭКЕ ООН, 1996) критические уровни определялись как «атмосферные концентрации загрязнителей в атмосфере, превышение которых может, согласно сегодняшним знаниям, оказывать неблагоприятное воздействие на рецепторы, например на людей, растения, экосистемы и материалы». Для данной пересмотренной главы критические уровни для растительности определяются как «концентрации, накопленные воздействия или накопленный устьичный поток атмосферных загрязнителей, превышение которого может, согласно сегодняшним знаниям, оказывать непосредственное неблагоприятное воздействие на чувствительную растительность». Карты превышений критических уровней демонстрируют различия между критическим уровнем и нанесенными на карты, полученными в результате мониторинга или смоделированными концентрациями загрязнителей воздуха, накопленного воздействия или накопленного потока.

Критические уровни были установлены и пересмотрены для O₃, SO₂, NO₂ и NH₃ на ряде семинаров ЭКЕ ООН: в Бад Гарцбурге (1988, 1989); Эгхэме (1992) (Эшмор и Уилсон, 1993); Берне (1993) (Фурер и Акерман, 1994); Куопио (1996) (Кэренлампи и Скэрби, 1996); Герцензее (1999; Фурер и Акерман, 1999) и Гётеборге (2002; Карлссон, Селлден и Плеийел, 2003).

Для SO_2 , NO_x и NH_3 , разработаны рекомендации для основанных на концентрациях критических уровней. Для озона описаны отдельные основанные на накопленной концентрации (описываемые ранее как уровень I) и основанные на накопленном устьичном потоке (описываемые ранее как уровень II) критические уровни. Описания отталкиваются от разной научной базы при оценке риска, как описано в разделе 3.3. С момента опубликования предыдущей версии настоящего Руководства (ЭКЕ ООН, 1996), был достигнут серьезный прогресс в отношении критических уровней для озона, и в настоящей главе представлено их глубокое описание, а также научная база и методы расчета превышений уровней озона. Частью этого прогресса стал и отказ от терминологии уровней I и II при описании критических уровней главе эти термины отсутствуют.

3.2 Критические уровни для SO₂, NO_x, NH₄ и O₃

3.2.1 SO₂

Критические уровни для SO₂, установленные в Эгхэме в 1992 году (Эшмор и Уилсон, 1993), все еще актуальны (Таблица 3.1). Существуют критические уровни для четырех категорий рецепторов – для чувствительных групп лишайников, лесных экосистем, (полу-)

3 Картирование критических уровней для растительности

естественной растительности и сельскохозяйственных культур. Эти критические уровни были одобрены WHO (2000).

Превышение этих критических уровней для (полу-) естественной растительности, лесов и, где необходимо, сельскохозяйственный культур происходит, когда или среднегодовая концентрация, или полугодовая (зимнего времени) средняя концентрация выше критического уровня; это является результатом бо́льшего воздействия SO₂, оказываемого в зимних условиях.

<u>Таблица 3.1</u> : Критически	е уровни для SO	2 (мкг м ⁻³) по категориям растительности

Типы растительности	Критический уровень	Период времени
	SO ₂ (мкг м ⁻³)	
Сине-зеленые водоросли, лишайники	10	Среднегодовой
Лесные экосистемы *	20	Среднегодовой и средний полугодовой (октябрь-март)
(Полу-) естественная растительность	20	Среднегодовой и средний полугодовой (октябрь-март)
Сельскохозяйственные культуры	30	Среднегодовой и средний полугодовой (октябрь-март)

*Лесные экосистемы включают в себя реакцию растительности самого нижнего яруса.

$3.2.2 NO_x$

r

Критические уровни для NO_x основываются на сумме концентраций NO и NO_2 по причине отсутствия достаточных знаний для определения независимых критических уровней для этих двух загрязнителей, хотя есть свидетельства тому, что при низких концентрациях, типичных для окружающей среды, NO становится более фототоксичным, чем NO_2 . Так как тип реакции колеблется от эффекта удобрения до токсичности в зависимости от концентрации, все воздействия расценивались как неблагоприятные. Вопрос стимулирования роста находился в центре внимания для (полу-) естественной растительности из-за вероятности изменений в межвидовой конкуренции.

Отдельные критические уровни для классов растительности не были установлены из-за отсутствия доступной информации. Были, однако, установлены следующие степени чувствительности:

(полу-) естественная растительность > леса > культуры

Критические уровни для NO_x были впервые установлены в 1992 году на семинаре в Эгхэме. Документы по NO_x и NH_3 , представленные в Эгхэме (Эшмор и Уилсон, 1993), были в дальнейшем взяты за основу для «Директив по качеству воздуха в Европе», опубликованных в 2000 году WHO. Этот дальнейший анализ объединил формальную статистическую модель для определения концентраций, способную защитить 95% видов на уровне достоверности в 95%. Стимуляция роста также была расценена как потенциальная угроза экологического воздействия. Более того, было решено, что критический уровень, основанный на 24-х средних концентрациях, более эффективен, чем основанный на 4-х средних концентрациях включенный в предыдущую версию Руководства (ЭКЕ ООН, 1996). Так как директивы WHO опирались, главным образом, на анализе, расширяющем информацию, представленную на

3 Картирование критических уровней для растительности

семинаре в Эгхэме, необходимо использовать критические уровни из таблицы 3.2, идентичные уровням WHO (2000). В применении к картированию критических уровней и их концентраций настоятельно рекомендуется использовать только среднегодовые величины, т.к. нанесенные на карты и смоделированные величины этого параметра гораздо более надежны, и, как считают, долгосрочные воздействия NO_x оказывают бо́льший эффект, чем краткосрочные.

<u>Таблица 3.2</u>: Критические уровни для NO_x (плюс NO и NO₂), выраженные как NO₂ (мкг м⁻³)

Тип растительности	Критический уровень	Период времени
	NO _x (выраженный как NO ₂ мкг м ⁻³)	
Bce	30	Среднегодовой
Bce	75	Среднесуточный

При концентрациях ниже критических уровней могут происходить некоторые биохимические изменения, но в настоящее время не существует достаточных свидетельств этому с точки зрения критических уровней.

3.2.3 NH₃

Эффект удобрения NH₃ при условии длительного срока воздействия может привести к ряду неблагоприятных последствий, среди них стимулирование роста и повышенная восприимчивость к абиотическим (засуха, мороз) и биотическим стрессам. При краткосрочном воздействии также наблюдаются непосредственные эффекты. Относительно NO_x, в применении к картированию критических уровней и их концентраций настоятельно рекомендуется использовать только среднегодовые величины NH₃, т.к. нанесенные на карты и смоделированные величины этого параметра гораздо более надежны, и, как считают, долгосрочные воздействия NH₃ оказывают бо́льший эффект, чем краткосрочные.

Критические уровни из таблицы 3.3 относятся ко всем типам растительности, включая наиболее чувствительные. Целью определения критических уровней является защита функционирования растений и групп растений. Предлагается следующее определение чувствительности рецепторов:

(полу-) естественная растительность > леса > культуры

Что касается NO_x, «Директивы по качеству воздуха в Европе» для NH₃ (WHO, 2000) основывались на документах, в которых разрабатывалась информация, представленная на семинаре в Эгхэме. Таким образом критические уровни для NH₃ предложены WHO (2000), а от предшествующих средних величин времени, равных одному часу и одному месяцу, было решено отказаться.

Тип растительности	Критический уровень NH ₃ (мкг м ⁻³)	Период времени
Bce	8	Среднегодовой
Bce	270	Среднесуточный

<u>Таблица 3.3</u>: Критические уровни для NH₃ (мкг м⁻³)

3.2.4 O₃

Для определения критических уровней озона используется три подхода, основанных на накопленном воздействии: устьичных потоков, концентраций озона и дефицитномодифицированных на основе давления пара концентраций. В каждом подходе используется концентрация озона на вершине полога. Подразумеваются накопленные воздействия озона, и величины суммируются по истечении определенного периода времени. В каждом случае используется конкретный порог, и суммируются только те концентрации озона, дефицитномодифицированные на основе давления пара концентрации озона и мгновенные устьичные потоки, которые этот порог превысили. Когда сумма величин выше порога, превышает критическую величину, определенную в таблице, соответствующей каждому подходу и типу растительности, то можно сказать, что критический уровень для такого подхода и типа растительности был превышен.

Предыдущая версия настоящего Руководства (ЭКЕ ООН, 1996) включала основанные на концентрации критические уровни, используя АОТХ (накопленные концентрации озона выше порога в X ppb) в качестве параметра озона. Здесь, как оказалось, было скрыто несколько важных ограничений и неясностей. В частности, реальные воздействия озона зависят от количества озона, проникающего в поврежденные участки внутри листа, в то время как критические уровни на основе АОХТ рассматривают концентрации озона только в верхнем слое полога. На семинаре в Герцензее в 1999 году осознали важность разработки альтернативного подхода к критическим уровням, основанного на потоке озона из внешней части листа по устьичным порам к поврежденным участкам (устьичный поток). Такой подход потребовал разработки математических моделей для оценки устьичного потока, первоначально основанных на знаниях о реакции устьиц на факторы окружающей среды. На Гётеборгском семинаре в ноябре 2002 года пришли к выводу, что модели потока озона уже достаточно надежны для выведения основанных на потоке критических уровней, и их можно включать в пересмотренное Руководство для пшеницы, картофеля и условно для бука.

Для удобства работы с этими различными подходами, терминология и символы, используемые для описания критических уровней озона, были пересмотрены – они описаны в таблице 3.4, а критические уровни представлены в таблице 3.5. Подсказки по выбору критических уровней и метода, который стоит использовать, представлены в диаграмме на рис. 3.1. Научная база критических уровней подводится в разделе 3.3, а методы по расчету превышений – в разделах 3.4 и 3.5. Эти три подхода можно вкратце описать так:

Критические уровни для озона, основанные на устьичном потоке (Cle_f) принимают во внимание изменения влияния температуры, дефицита давления паровой воды (VPD – water vapour pressure deficit), света (освещенности), потенциала почвенной воды (SWP – soil water potential), концентрации озона и развитие растений (фенологию) при устьичном потоке озона. Таким образом, получается оценка критического количества озона, входящего через устье и достигающего зон воздействия внутри растения. Это важный шаг в получении критических уровней, потому что для заданной концентрации озона, например, устьичный поток в теплых, влажных условиях с влажной почвой может быть гораздо выше, чем в жарких, сухих условиях с сухой почвой, т.к. устьичные поры будут шире раскрыты. Основанные на концентрации критические уровни не делают различия между такими климатическими условиями и не показывают возросший риск повреждений в теплых влажных условиях. Среднечасовой устьичный поток озона, основанный на спроектированной поверхности листа (PLA – projected leaf area), F_{st} (от англ. stomatal – устьичный) (в нмолях M^{-2} PLA s⁻¹), накапливается выше порога устьичного потока Y нмолей M^{-2} s⁻¹. Накопленный устьичный поток озона выше порога потока Y (AF_{st}Y), рассчитывается для соответствующего временного окна как сумма разницы, накопленной по

3 Картирование критических уровней для растительности

истечении времени, между среднечасовыми величинами F_{st} и Y нмолей м⁻² PLA s⁻¹ за период, когда F_{st} превышает Y. Тогда устьичный основанный на потоке критический уровень озона CLe_f ммолей м⁻² PLA – это накопленный устьичный поток озона AF_{st}Y, выше которого, согласно сегодняшним знаниям, может иметь место неблагоприятное воздействие. Величины CLe_f уже были определены для некоторых с/х культур (пшеница и картофель) и условно для чувствительных лесных деревьев (представленных березой и буком). Такой подход пока нельзя применять к (полу-) естественной растительности.

Критические уровни озона, основанные на концентрации (CLe_c) принимают во внимание концентрацию на поверхности полога, накопленную выше порога концентрации за соответствующее временное окно, и, таким образом, упускают из виду устьичное влияние на количество озона, проникающего в растение. Эта величина выражается в единицах ppm в час (мкмоль моль⁻¹ в час). Термин АОТХ (концентрация, накопленная выше порога концентрации озона в X ppb) был принят для этого показателя; в настоящем Руководстве "X" равен или 30 или 40 ppb для АОТЗО и АОТ40 соответственно. Величины CLe_c определены для с/х и садовых культур, лесов и (полу-) естественной растительности.

<u>VPD-модифицированные основанные на концентрации критические уровни</u> принимают во внимание модифицирующее влияние VPD на устьичный поток озона посредством умножения среднечасовой концентрации озона на вершине полога на фактор f_{VPD} с получением в результате VPD-модифицированной концентрации озона ($[O_3]_{VPD}$). $[O_3]_{VPD}$ накапливается выше пороговой концентрации в течение дневных часов в течение соответствующего временно́го окна. Эта величина выражается в единицах ppm в час (мкмоль моль⁻¹ в час). Термин АОТ30_{VPD} (VPD-модифицированная концентрация, накопленная выше пороговой концентрации озона в 30 ppb) был принят для этого показателя, который используется только для определения краткосрочного критического уровня для развития видимого повреждения на культурах.

Стоит отметить, что на Гётеборгском семинаре (ноябрь 2002) была рассмотрена возможность разработки четвертого подхода – максимальной допустимой концентрации озона (МРОС – Maximum Permissible Ozone Concentration) (Краузе и др., 2003). Подход МРОС мог бы быть принят как дополнительный основанный на концентрации показатель для картирования потенциального риска в национальных оценках, но его не стоит использовать в европейском масштабе. Этот подход рассматривался как потенциально применимый в контексте лесных деревьев, но не (полу-) естественной растительности и с/х и садовых культур. Экономическим потерям, связанным с выбросами озона, нельзя давать оценку на основе этого подхода. Дальнейшая ратификация и развитие данной методологии возможна в рамках программы ICP по лесу. Краткое описание подхода МРОС представлено в главе 3, приложение 1.

Термин	Сокращение	Единицы изм.	Пояснение			
Термины для основанных на концентрации критических уровнях						
Концентрация, накопленная выше пороговой концентрации озона Х ppb	ΑΟΤΧ	ррт в ч	Сумма разностей между среднечасовой концентрацией озона (в ppb) и X ppb, когда концентрация превышает X ppb в течение дневных часов, накопленная в заданный промежуток времени. Единицы измерения ppb и			

<u>Таблица 3.4:</u> Критические уровни озона - терминология

Термин	Сокращение	Единицы изм.	Пояснение
			ppm – части на биллион (нмоль ⁻¹) и части на
			миллион соответственно, рассчитанные как
			объем/объем.
Основанный на	CLe _c	ррт в ч	АОТХ за определенный период времени, выше
концентрации			которого, согласно имеющимся на сегодняшний
критический уровень			момент знаниям, могут иметь место
озона			непосредственные неолагоприятные
Концентрация	AOTY	прт в ц	возденствия на чувствительную растительность.
концентрация,	AOTAVPD	рршвч	сумма разпостси между среднечасовой концентрацией озона (в ppb)
накопленная выше			молифицированная с учетом фактора лефицита
пороговои			паровой воды ([O ₃] _{VPD}), и X ppb там, где
Концентрации озона V pph и			концентрация превышает Х ррв в течение
лрро, и			дневных часов, накопленная за заданный период
модифицированная с			времени.
учетом дефицита			
давления паровои			
воды (VPD) Тописти для основа			
термины для основа Спроектирование		ал критических у	Спроектирорациая пореруность писто общеся
Спроектированная	ГLA	M	Спросктированная поверхность листа – общая
поверхность листа			по направлению к Солниу РГА – не олно и то
			же с общей поверхностью листа, под которой
			подразумеваются обе стороны листов. Для
			плоских листов общая поверхность листа равна
			просто 2*РLА.
Устьичный поток	F _{st}	нмоли M^{-2} PLA s^{-1}	Мгновенный поток озона через устьичные поры
озона			на единицу спроектированной поверхности
			листа (PLA). F _{st} можно определить для любой
			части растения, но в настоящем Руководстве F _{st}
			относится именно к освещенным солнцем
			листьям на поверхности полога. Обычно г _{st}
			рассчитывается из среднечасовых величин и рассматривается здесь как среднечасовой поток
			озона через устьица.
Устьичный поток	F _{et} Y	нмоли ${\rm M}^{-2}$ PLA ${\rm s}^{-1}$	Мгновенный поток озона выше порога потока в
озона выше порога	I St I		Y нмолей м ⁻² s ⁻¹ через устьичные поры на
потока в У ниолей			единицу спроектированной поверхности листа.
M^{-2} PLA s ⁻¹			F _{st} Y можно определить для любой части
M 1 L/1 5			растения или всей поверхности листа растения,
			но в настоящем Руководстве F _{st} Y относится
			именно к освещенным солнцем листьям на
			поверхности полога. Обычно F _{st} Y
			рассчитывается из среднечасовых величин и
			рассматривается здесь как среднечасовои поток
Накоплениий	AEV	MMOTH M^{-2} DI A	изина через устье. Накопленный поток выше порока потока в V
накопленный	AL'st L	MMUJIU M FLA	нолей м ⁻² s ⁻¹ накопленный за заланный периол
			времени в течение дневных часов. Аналогичен
			по своему принципу АОТХ.
M^{-2} PLA s ⁻¹			
Основанный ча	CLec	ммоли м ⁻² PI Δ	Накопленный поток выше порога потока в V
потоке критический			нмолей м ⁻² s ⁻¹ (AF _{st} Y), за заданный промежуток

Термин	Сокращение	Единицы изм.	Пояснение
уровень озона			времени в течение дневных часов, выше
			которого, согласно сегодняшним знаниям,
			могут иметь место непосредственные
			неблагоприятные воздействия на
			чувствительную растительность.

<u>Таблица 3.5:</u> Критические уровни для озона. Методы для расчета каждого критического уровня описаны в разделах 3.4 и 3.5.

Подход	1	Культуры	(Полу-)	Лесные деревья
	I		естественная	
Vоті мініцій	CI e.	Thurman AF 6 P 1	Папостипны Папостипны	Fanaza u hur
основанный на потоках	CLef	ммоль м ⁻² PLA	пе доступны	<i>Верези и бук.</i> Условно АF _{st} 1.6 в 4 ммоля м ⁻² PLA
критический уровень		<i>Картофель</i> : AF _{st} 6 в 5 ммолей м ⁻² PLA		
	Период времени	Пшеница: Или 970°С дней, начиная за 270°С дней до середины цветения (открытия цветка), или 55 дней, начиная за 15 дней до середины цветения (открытия цветка)		Один сезон роста
		Картофель: Или 1130°С дней, начиная с момента всхода растения, или 70 дней, начиная с момента всхода растения		
	Воздействие	Снижение урожайности		Снижение роста
Критический	CLe	С/х культуры: АОТ40	АОТ40 в 3	АОТ40 в 5
уровень на основе концентрации		в 3 ррт в ч Садовые культуры: АОТ40 в 6 ррт в ч	ррт в ч	ррт в ч
	Период времени	С/х культуры: 3 месяца Садовые культуры: 3.5 месяца	3 месяца (или сезон роста, если он короче)	Сезон роста
	Воздействие	Снижение урожайности с/х и садовых культур	Снижение роста у многолетних видов и снижение роста и/или производства семян у однолетних видов	Снижение роста
VPD- модифицирован-	CLe _c	АОТ30 _{VPD} в 0.16 ppm в ч	Не доступны	Не доступны

ный основанный	Период	Предшествующие 8
на	времени	дней
концентрации	Воздействие	Видимые
критический		повреждения листьев
уровень		-

Примечание: рекомендации Гётеборгского семинара (2002), 16-го заседания специальной группы ICP по растительности и 17-го заседания специальной группы ICP по моделированию и картированию были следующими:

<u>Для с/х культур</u>: используйте устьичные основанные на потоках критические уровни, опираясь на AF_{st}6, если доступны необходимые вводные данные для количественной оценки воздействий на пшеницу или картофель, и критические уровни, основанные на AOT40 для оценки риска снижения урожая, если доступна концентрация озона, и оцените риск для всех культур. Критический уровень AOT30_{VPD} можно использовать для оценки риска видимых озонных повреждений и нельзя для выявления риска снижения урожайности.

<u>Для с/х культур</u>: используйте критический уровень на основе АОТ40 для оценки риска воздействий на урожай. Критический уровень АОТ30_{VPD} необходимо использовать для оценки риска видимых озоновых повреждений. К нему нельзя прибегать для выявления риска снижения урожайности.

<u>Для (полу-) естественной растительности</u>: используйте критический уровень на основе AOT40.

<u>Для лесных деревьев</u>: используйте критический уровень на основе АОТ40 для оценки риска снижения роста. Условный устьичный основанный на потоке критический уровень дается только для контроля.

<u>Рисунок 3.1</u>: Схематическая диаграмма, иллюстрирующая шаги, необходимые для расчета превышений основанных на потоке и на концентрациях критических уровней озона для сельскохозяйственных и садоводческих культур, (полу-)естественной растительности и лесных деревьев.

3 Картирование критических уровней для растительности



3.3 Научные основы критических уровней озона

3.3.1 Культуры

3.3.1.1 Чувствительность культур к озону

B таблице 3.6 дан обзор относительной чувствительности к озону ряда сельскохозяйственных и садоводческих культур. Таблица была получена из всеобъемлющего исследования более чем 700 опубликованных материалов, посвященных реакции культур на озон, в котором была выведена функция реагирования для 19 культур (Миллз и др., 2003). Были включены только те данные, в которых условия озона были записаны как средние величины для 7, 8 или 24-х часов или АОТ40, и воздействие озона продолжалось в течение всего сезона роста. Данные фиксировались с использованием полевых систем воздействия. Данные по урожайности, представленные в опубликованных материалах, варьировались от «% контролируемого обогащения» до «t га⁻¹» и были переведены в урожайность, соотносимую с получаемой при обработке воздуха угольными фильтрами. Там, где данные были опубликованы как средние показатели для 7 или 8 часов, результаты данных были опущены, если концентрация О₃ превышала 100 ppb (что, как считается, выходит за пределы нормального для Европы уровня). Данные были переведены в АОТ40 при помощи функции, полученной из базы данных по атмосферному озону ІСР по растительности (Миллз и др., 2003). Для каждой культуры с использованием линейной регрессии были выведены функции зависимости от дозы.

Культуры были расположены в зависимости от чувствительности к озону посредством определения АОТ40 и 5%-го снижения урожайности. Самыми чувствительными из сельскохозяйственных культур оказались пшеница, бобовые, хлопчатник и соя. Некоторые из садовых культур продемонстрировали сравнимую чувствительность: томаты и салатлатук. Такие культуры как картофель и сахарная свекла, имеющие зеленую листву в течение всех летних месяцев, были классифицированы как умеренно чувствительные к озону. Такие зерновые культуры как кукуруза (маис) и ячмень могут быть отнесены к имеющим умеренную сопротивляемость и нечувствительность к озону соответственно.

<u>Таблица 3.6:</u> Диапазон чувствительности сельскохозяйственных и садовых культур к озону (см. Миллз и др., 2003 – функции реакции и определение чувствительности)

Чувствительные	Умеренно	Умеренно	Нечувствительные
	чувствительные	сопротивляющиеся	
Хлопок, салат- латук, бобовые, соя, лук, томаты, репа, арбуз,	Картофель, рапс, сахарная свекла, табак	Брокколи, виноград, кукуруза (маис), рис	Ячмень, плодовые (слива & земляника)
пшеница			

3.3.1.2 Основанные на устьичном потоке критические уровни снижения урожайности пшеницы и картофеля

На семинаре в Гётеборге в ноябре 2002 пришли к выводу, что на настоящий момент возможно выводить критические уровни на основе потоков для пшеницы и картофеля. Потоки озона через устьица листьев, обнаруженные на вершине полога, рассчитываются при помощи мультипликативного алгоритма, основанного на методологии, описанной Эмберсоном и др. (2000b). Алгоритм устьичного потока, используемый в модуле отложения озона EMEP, описан в разделе 3.4.4.
Показатель AF_{st}Y используется для количественного определения потока озона через устьица наружного уровня листьев, который испытывает непосредственное воздействие солнечного излучения, и таким образом не требуется расчета исключения света, проходящего через листья полога. Освещенный солнцем уровень листа испытывает наибольший газообмен в аспекте чистого фотосинтеза (т.е. вносит наибольший вклад в урожай) и потока озона, и потому что он получает больше всего солнечного излучения, и потому что он меньше всего стареет. Поэтому поток озона выражается как накопленный устьичный поток на единицу освещенной солнцем поверхности листа, что отражает влияние озона на долю поверхности листа, которая наиболее важна для урожайности.

В получаемых таким образом отношениях между относительной урожайностью и устьичным потоком озона в пшенице и картофеле было замечено, что наилучшее соотношение между воздействием и накопленным устьичным потоком получаются при использовании порога устьичного потока (Y) (Даниелссон и др., 2003; Плеийел и др., 2002). Наиболее сильные отношения между воздействиями на урожай и AF_{st}Y были получены при Y = 6 нмолям м⁻² s⁻¹ как для пшеницы, так и для картофеля. Это значит, что воздействие озона стало вносить вклад в AF_{st}Y при концентрации озона в верхнем слое полога приблизительно 22 ppb для пшеницы и 14 ppb для картофеля при максимальной устьичной проводимости. В случае более низкой проводимости, который преобладает в большинстве ситуаций, требуется концентрация озона бо́льшая, чем 22 ppb и 14 ppb, чтобы внести вклад в AF_{st}6 для пшеницы и картофеля соответственно. Порог в 6 предоставляет наибольшую величину r² для отношения между снижением урожая и AF_{st}Y для всех порогов, протестированных для обеих культур. Для пшеницы, например, величины r² были 0.51, 0.74, 0.83 и 0.77 для Y= 0, 3, 6 и 9 соответственно.

Для расчета относительной урожайности на основе комбинирования данных из ряда экспериментов с камерой с открытым верхом и культур, выращенных в поле, которые были проведены в нескольких Европейских странах, посредством принципов, представленных Фурером (1994) были выведены отношения между относительной урожайностью (RY – relative yield) и устьичным потоком озона (F_{st}). Относительная урожайность 1 говорит об отсутствии воздействия озона. Для пшеницы было проведено тринадцать экспериментов в четырех странах (Бельгия, Финляндия, Италия и Швеция) с пятью выращенными в поле сортами (Minaret, Dragon, Drabant, Satu and Duilio), испытывавшими воздействие различных уровней озона в камерах с открытым верхом (Belgium, Finland, Italy and Sweden), для картофеля было включено семь экспериментов в четырех различных странах (Бельгия, Дания, Финляндия, представлявших один сорт (Bintje) (Плеийел и др., 2003).

Для получения отношений реакции, совместимых с модулем отложения озона модели ЕМЕР (Эмберсон и др., 2000b), была пересмотрена параметризация модели проводимости, представленной в работах Плеийела и др. (2002, 2003) и Даниелссона и др. (2003) с целью достижения полной совместимости с калибровкой модели ЕМЕР. Полученные в результате алгоритмы и их параметризация даны в разделах 3.4.4 и 3.4.5. В результате пересмотра были выведены более строгие взаимосвязи между относительной урожайностью и $AF_{st}Y$ как для пшеницы (изменение r^2 с 0.77 до 0.83), так и для картофеля (изменение r^2 с 0.64 до 0.76), сравнимые с отношениями, представленными в работе Плеийела и др. (2003).

Зависимость реакции для пшеницы (wheat):

$$RY_{wheat} = 1.00 - (0.048*AF_{st}6)$$
 [3.1]

представлена на рисунке 3.2.



<u>Рисунок 3.2</u>: Зависимость между относительной урожайностью пшеницы и AF_{st}6 для листьев пшеницы, основанная на пяти сортах из четырех стран Европы с использованием суммы эффективных температур для описания фенологии.

Зависимость реакции для картофеля (potato):

$$RY_{potato} = 1.01 - (0.013*AF_{st}6)$$
 [3.2]

представлена на рисунке 3.3.

Для совместимости с ранними представлениями, использовавшимися в критических уровнях культур, в качестве критерия для определения устьичных основанных на потоках критических уровней была принята 5%-ная потеря урожайности (ЭКЕ ООН, 1996). Предложенный для пшеницы основанный на устьичном потоке критический уровень для 5%-ной потери урожайности при AF_{st}6 в 1 ммоль м⁻² был статистически значительным согласно доверительным интервалам регрессии реакции урожайности, что является важным критерием при использовании уровня потери урожайности в 5% (Плеийел, 1996). Для картофеля эта величина была округлена с 4,6 ммолей $O_3 \, {\rm m}^{-2}$ (представляющих 5% потерю урожайности) до 5 ммолей $O_3 \, {\rm m}^{-2}$.

Как таковой, основанный на потоке критический уровень озона CLe_f для пшеницы, - это $AF_{st}6$ в 1 ммоль O_3 на единицу спроектированной поверхности листа, накопленный в течение суммы эффективных температур, начиная в 270°С дней до цветения и заканчивая в 700°С дней после цветения. Общий период равен 970°С дням (базовая температура 0°С). В среднем 970°С дней соответствовали 54 дням в экспериментах, проведенных для калибровки функции.

Основанный на потоке критический уровень озона CLe_f для картофеля - $AF_{st}6$ в 5 ммолей O_3 на м² спроектированной поверхности листа, накопленный за более чем 1130°C дней, начиная с момента всходов (базовая температура 0°C). В среднем 1130°C дней соответствовали 66

дням в экспериментах, проведенных для калибровки функции, эта величина была округлена до 70 дней (таблица 3.5).



<u>Рисунок 3.3</u>: Зависимость между относительной урожайностью картофеля и AF_{st}6 для освещенных солнцем листьев, составленная на основе данных четырех европейских государств, с использованием суммы эффективных температур для описания фенологии.

3.3.1.3 Основанные на АОТХ критические уровни для снижения потери урожайности

Сельскохозяйственные культуры

Основанный на концентрации критический уровень для сельскохозяйственных культур был выведен из линейного отношения между АОТ40 и относительной урожайности для пшеницы, которые были получены в результате экспериментов с камерой с открытым верхом, проведенных в Европе и США (рис. 3.4). Недавно опубликованные данные (Геланг и др., 2000) были добавлены к результатам, полученным Фурером и др. (1997) и описаны в предыдущей версии Руководства по картированию (ЭКЕ ООН, 1996). Таким образом, критический уровень для пшеницы основан на всеобъемлющем наборе данных, охватывающем 9 сортов. АОТ40, соответствующий 5%-му снижению урожайности – это 3.3. ррт в час (95% диапазона доверительного интервала в 2.3-4.4 ррт в час). Для критического уровня эта величина была округлена до 3 ррт в час. Критический уровень для сельскохозяйственных культур применим, только если питательные запасы и влажность почвы не ограничивают, последнее – из-за достаточного количества осадков или ирригации (Фурер, 1995).



<u>Рисунок 3.4</u>: Функция реакции урожайности для пшеницы, используемая для выведения основанных на концентрации критических уровней для сельскохозяйственных культур ($r^2 = 0.89$) (Фурер и др., 1997, Геланг и др., 2000).

Период времени, за который рассчитывается АОТ40, должен равняться трем месяцам, время должно отражать период активного роста пшеницы и быть «оцентровано» вокруг начала цветения (см. информацию в разделе 3.5.2.2)

Факультативный дополнительный основанный на АОТ30 критический уровень озона был также выведен для сельскохозяйственных культур, при этом были переработаны данные по функции реакции пшеницы, использовавшиеся Фурером и др., 1997, где АОТ30 принимался как параметр дозы (r² = 0.90, данные не представлены). Величина для такого критического уровня – АОТ30 в 4 ppm в час, применяемый для тех же временных окон, которые описаны и для АОТ40. По результатам работы Гётеборгского семинара, 16-го заседания специальной группы ICP по растительности и 19-го заседания специальной группы ICP по моделированию и картированию было решено продолжать использовать АОТ40 для основанного на концентрации критического уровня для сельскохозяйственных культур, а АОТ30 - в моделировании интегрированных оценок в европейском масштабе, если это позволяет значительно снизить неясность в общей модели интегрированных оценок.

Не рекомендуется переводить основанный на концентрации критический уровень для сельскохозяйственных культур в экономические убытки, его необходимо использовать как индикатор экологического риска (Фурер, 1995).

Садовые культуры

Основанный на концентрации критический уровень был выведен для садовых культур, растущих в условиях адекватных запасов питательных веществ и воды. АОТ40 в 6.02 ppm в час равен 5%-ному снижению урожайности плодов для томатов, и был выведен из функции

реакции на дозу (рис. 3.5), полученной из всеобъемлющего набора данных, включающего 14 сортов ($r^2 = 0.48$, p<0.001). Эта величина была округлена до 6 ppm в час для критического уровня. Хотя статистический анализ показал, что арбуз может быть чувствительнее к озону, чем томаты, набор данных для арбуза недостаточно надежен для использования в выведении критического уровня, т.к. имеются данные только для одного сорта (Миллз и др., 2003). Томат считается подходящим для выведения критического уровня, т.к. он классифицирован как культура, чувствительная к озону (табл. 3.6). Данные, использованные для выведения критического уровня для садовых культур, получены из экспериментов, проведенных в США (Калифорния и Северная Каролина), Германии и Испании. Период времени накопления AOT40 – 3,5 месяца, начиная с момента всхода культуры (см. дополнительную информацию в разделе 3.5.3.2).

Не рекомендуется переводить превышение основанного на концентрации критического уровня для садовых культур в экономический ущерб, его необходимо использовать в качестве индикатора экологического риска в условиях наибольшей чувствительности к окружающим условиям (Фурер, 1995).



<u>Рисунок 3.5</u>: Функция реакции урожайности томата, использованная для получения основанных на концентрации критических уровней для садовых культур (r² = 0.48, p<0.001) (пунктирная линия = 95% доверительных интервалов). (Хассан и др., 1999; МакЛин & Шнайдер, 1976; Райнерт и др., 1997; Темпл и др., 1985; Temple, 1990; Бермехо, 2002; Калво, 2003).

3.3.1.4 Критический уровень, основанный на VPD-модифицированном АОТ30 для видимых повреждений культур

Примечание: этот критический уровень был пересмотрен по результатам нового анализа, проведенного после 17-го заседания специальной группы ICP по растительности (Каламата, февраль 2004); участникам был задан вопрос (по email), имеют ли они возражения против изменений. Возражений не поступило.

Серьезные видимые озоновые повреждения, повлеченные краткосрочным воздействием озона, представляют наиболее очевидные доказательства вредоносности повышенных концентраций озона. Целью этого краткосрочного критического уровня является отражение риска такого типа поражения. Для некоторых садовых культур, таких как шпинат, салатлатук, зеленый лук и цикорий, которые продаются из-за их листвы, видимые озоновые повреждения могут повлечь серьезные финансовые потери для фермеров. Кроме того, видимые озоновые повреждения можно легко продемонстрировать, и, таким образом, использовать для вынесения проблемы фототоксичного озона на суд широкой общественности (Клумпп и др., 2002).

Краткосрочный критический уровень основан на результатах экспериментов, проведенных с подземным клевером (*Trifolium subterraneum*), который в течение ряда лет использовался как ключевое растение-биоиндикатор в программе ICP по растительности (Бентон и др., 1995). Для получения общей зависимости между воздействием озона и риском видимого повреждения были использованы данные трех стран-участниц (Швеции, Бельгии и Австрии) (Пихл Карлссон и др., 2004). Так как хорошо задокументировано, что *Trifolium subterraneum* показывает высокую чувствительность к озону, демонстрируя видимые симптомы его воздействия, предполагается, что критические уровни видимых повреждений культуры позволят защитить другие чувствительные к озону растения от видимых повреждений.

Стало очевидно, что АОТ30 – это лучший индекс воздействия АОТХ для описания риска видимых озоновых повреждений подземного клевера при низком VPD, т.е. относительно влажных условиях (Пихл Карлссон и др., 2003). Было выявлено, однако, что в более сухих климатических условиях VPD является очень важным модификатором поглощения озона изза его ограничивающего эффекта на устьичную проводимость и, таким образом, риска, что определенная концентрация озона может внести вклад в видимые повреждения (Рибас и Пеньюэлас, 2003). Подход через VPD-модифицированный АОТ30 (АОТ30_{VPD}) адекватно описывает отношение между воздействием озона и риском видимого повреждения подземного клевера, выращенного в условиях хорошего снабжения водой (как и в экспериментах ICP по растительности).

Критический уровень для видимого повреждения считается превышенным, когда АОТ30_{VPD} в дневное время за период более восьми дней превышает 0.16 ppm в час. Это представляет серьезный риск получения видимых озоновых повреждений на, по меньшей мере, 10% (± 3,5% согласно 99% доверительных интервалов регрессии, как показано на рис. 3.6) листьев чувствительных растений, таких как подземный клевер. 10%-ный уровень для видимого озонового повреждения был выбран на основе работы Пихла Карлссона и др. (2003).

Индекс АОТ30_{VPD}, накопленный в дневное время за период более восьми дней, объяснил 60% колебаний наблюдаемого диапазона видимого повреждения (% поврежденных листьев), накопленного в светлое время суток (p<0.001 для уклона и пересечения). Отношение между видимым повреждением и АОТ30_{VPD} в течение восьми дней до появления видимых повреждений показано на рисунке 3.6.

Не рекомендуется переводить превышение основанного на концентрации критического уровня для видимого повреждения сельскохозяйственных и садовых культур в

экономический ущерб, его можно использовать только как индикатор риска в условиях наибольшей чувствительности.



<u>Рисунок 3.6</u>: Диапазон видимого повреждения (проценты поврежденных озоном листьев) относительно АОТ30_{VPD}. Период накопления до появления видимого повреждения – 8 дней. Накопление происходило в светлое время суток. Также представлены и доверительные интервалы для р = 0.99 (Пихл Карлссон и др., 2004)

3.3.2 (Полу-) естественная растительность

Критический уровень для (полу-) естественной растительности основан на концентрации. Основанные на потоках методы не достаточно проработаны для такого типа растительности, чтобы быть включенными в настоящее Руководство.

Критерий вредоносного воздействия на (полу-) естественную растительность – это эффект, оказываемый на рост многолетних видов и на рост и производство семян однолетних видов. Критический уровень основывается на статистически существенных воздействиях или снижениях роста более чем на 10% у чувствительных классов границ лугов и полей и применим ко всей чувствительной полуестественной и естественной растительности, описанной здесь собирательно как (полу-) естественная растительность (лесные деревья и лесные земли сюда не включены). Величины в 3 ррт в час достаточно для защиты большинства чувствительных однолетних и живущих недолго многолетних видов, выросших в конкурентной среде.

В отличие от ситуации с культурами и деревьями, в наличие имеются лишь ограниченные экспериментальные данные для небольшой пропорции огромного количества видов, распространенных по Европе. Это значит, что анализ данных по реакции на воздействие для конкретных видов с целью выведения величины критического уровня провести гораздо

труднее. Как раз наоборот, рекомендуемый критический уровень основывается на данных по ограниченному числу чувствительных видов. Величина в 3 ррт в час изначально была предложена на семинаре в Куопио (Кэренлампи и Скэрби, 1996) и подтверждена на семинаре в Герцензее (Фурер и Акерманн, 1999). Ко времени семинара в Куопио еще не были проведены работы по реакции на воздействие для выведения критического уровня для (полу-) естественной растительности, основанного на 10% реакции. Вместо этого были использованы данные полевых экспериментов с контролем и обработкой озоном для определения исследований, которые бы показали существенные эффекты при относительно низком воздействии. В таблице 3.7 собраны данные по ключевым полевым камерным и дезинфекционным экспериментам, которые подтвердили первоначальное предложение по этому критическому уровню для (полу-) естественной растительности.

<u>Таблица 3.7</u>: Сводка данных по ключевым экспериментам, поддерживающих критический уровень в 3ррт в час, что и было предложено на семинаре в Куопио (Эшмор и Дэвисон, 1996)

Виды группы	Наиболее чувствительные виды	Озон (АОТ40, ppm в ч)	Реакция	Ссылка
Конкретные растения	Solanum nigrum Malva sylvestris	4.2 3.9	-23%; масса побегов -54%; масса семян	Bergmann <i>et</i> <i>al</i> . (Бергман и др.), 1996
Мезокосмы четырех видов	Trifolium repens	5.0	-13%; масса побегов	Ashmore & Ainsworth (Эшмор и Эйнсворт) 1995
Мезокосмы семи видов	Festuca ovina Leontodon hispidus	7.0 7.0	-32%; масса побегов -22%; масса побегов	Ashmore <i>et al.</i> (Эшмор и др.) 1996
Дерн из плевела и клевера	Trifolium repens	5.0	-20%; масса побегов	Nussbaum <i>et</i> <i>al</i> . (Нуссбаум и др.) 1995

Ряд исследований продемонстрировал, что воздействия озона при смешении видов может быть бо́льшим, чем на виды, растущие независимо или предоставленные только внутривидовой конкуренции. Таким образом, при определении критического уровня необходимо принять во внимание возможность эффекта, оказываемого межвидовой конкуренцией на снижение порога существенного воздействия. Три из четырех экспериментов, перечисленных в таблице 3.7, содержат в себе такие эффекты конкуренции. Наиболее всеобъемлющим исследованием воздействия озона на смесь видов, включающим в себя виды, представляющие различные группы по всей Европе, является программа EU-FP5 BIOSTRESS (BIOdiversity in Herbaceous Semi-Natural Ecosystems Under STRESS by Global

Сhange Components – биологическая вариативность травяных полуестественных экосистем под воздействием стресса глобальных перемен). К настоящему времени результаты этой программы, включая эксперименты с видами средиземноморских групп Деэса, подтверждают, что воздействие озона, превышающего АОТ40, равного приблизительно 3 ррт в час, влечет за собой серьезные негативные последствия для однолетних и многолетних видов растений (см. Фурер и др., 2003). Эксперименты мезокосма BIOSTRESS с двухвидовыми смесями показали, что воздействие в течение лишь 4-6 недель на ранней стадии сезона роста может повлечь за собой сдвиги в балансе видов. Эффект от такого раннего стресса может длиться до конца сезона роста. Это новое доказательство послужило тому, что предложение шестимесячного периода роста для многолетних видов, принятое на семинаре в Герцензее, не было поддержано на семинаре в Гётеборге, а временное окно и для однолетних, и для многолетних видов теперь сужено до трех месяцев.

Ключевые эксперименты программы BIOSTRESS, результаты которых поддержали предложенный критический уровень, описаны в таблице 3.8. Объединенные, эти исследования подтверждают критический уровень в пределах 2.5-4.5 ppm в час, со средней величиной в 3.3 ppm в час.

Реагирующие виды	Виды- конкуренты	Переменная значительной реакции	Соответству- ющий АОТ40	Ссылка
Trifolium pratense	Poa pratensis	Биомасса (-10%)	4.4 ррт в ч*	Gillespie & Barnes (Гиллеспи и Барнс), данные не опубликованы
Veronica chamaedrys	Poa pratensis	Соотношение биомассы видов	3.6 ррт в ч	Bender <i>et al</i> . (Бендер и др.) (2002)
Trifolium cherleri, T. striatum	Briza maxima	Производство цветков	2.2-2.7 ррт в ч	Gimeno <i>et al.</i> (Гимено и др.) (2003a); (2004).
Trifolium cherleri	Briza maxima	Выход семян	2.4 ррт в ч	Gimeno <i>et al.</i> (Гимено и др.) (2004)

<u>Таблица 3.8</u> :	Обзор	экспериментов	программы	BIOSTRESS,	результаты	которых
	подтвер	ждают рекоменду	уемые критиче	ские уровни (о	бзор Фурера и	др., 2003)

* оценка взята из функций реакции на воздействие

Адекватность такой величины критического уровня была подтверждена и в дальнейшем более поздними публикациями, например, по видам, живущим на заболоченных территориях (Пауэр и Эшмор, 2002, и Францаринг и др., 2000). Последние обнаружили существенное снижение соотношения побег/корень у *Cirsium dissectum* при 3.3 ppm в час после 28 дней воздействия. У отдельных растений из популяций дикой земляники, растущей на высоких широтах, Маннинен и др. (2003) наблюдали серьезное отклонение биомассы в >10% при 5 ppm в час в период с июня по август.

Руководство по временному окну для расчета АОТ40 для картирования (полу-) естественных групп, подверженных риску воздействия озона, и по определению концентрации озона на высоте полога дано в разделе 3.5.5.

3.3.3 Лесные деревья

3.3.3.1 Условные, основанные на потоке критические уровни

На семинаре ЭКЕ ООН в Гётеборге в ноябре 2002 года (Карлссон и др., 2003а) был сделан вывод, что эффективная доза озона, основанная на потоке озона внутрь листьев через устьичные поры, представляет наиболее адекватный подход для определения в будущем критических уровней для лесных деревьев. Однако неясности в разработке и применении основанных на потоках подходов к определению критических уровней для лесных деревьев в настоящее время слишком велики для их применения в качестве стандартного метода оценки риска в европейском масштабе. Хотя AF_{st}Y физиологически гораздо более достоверен, чем АОТХ, и необходимо больше времени и данных, чтобы подтвердить достаточную адекватность отношений реакции AF_{st}Y деревьев для установки основанного на устьичном потоке критического уровня озона для лесных деревьев, расчет превышения условного основанного на потоке критического уровня для бука и березы описан в разделе 3.4.6. Хотя параметризация модели и отношения реакции на поток доступны для других видов (Карлссон и др., 2003b), параметризация мультипликативной модели дана только для бука и березы. Подразумевается, что эти виды будут использоваться как индикаторы риска для чувствительных рецепторов. Выбор бука и березы, кроме того, обеспечивает совместимость с основанным на концентрации критическим уровнем, описанным ниже.

оценивается Что касается окультуренных видов, поток озона относительно спроектированной поверхности освещенного солнцем листа верхнего слоя полога. Поток озона должен быть накоплен для окна воздействия, как описано в разделе 3.4.6, с использованием или данных по умолчанию величин, или локально выведенной информации, или фенологических моделей. Концентрации озона, применяемые для расчета устычного потока озона, берутся из верхнего слоя полога, как описывается в разделе 3.4.6.1. Как и для пшеницы и картофеля, необходимо использовать порог потока Ү. Для бука и березы для Ү предлагается величина в 1.6 нмолей м⁻² PLA s⁻¹, полученная через статистический анализ взаимоотношений реакции на поток для ряда чувствительных лиственных видов деревьев (Карлссон и др., 2003b, 2004). Этот же анализ показал, что для Y=1.6 нмолей M^{-2} s⁻¹, статистически значительным является накопленный устьичный поток за сезон роста (AF_{s1}1.6) в 4 ммоля м⁻² (99% достоверности), приводящий к 5%-му снижению биомассы в условиях эксперимента. Эта величина-индикатор представляет условный основанный на потоке критический уровень, выше которого существует риск негативного влияния озона на рост наиболее чувствительных видов деревьев. Набор данных, на котором этот анализ основан, идентичен тому, из которого был выведен основанный на АОТ40 критический уровень, и представляет сочетание данных как для березы, так и для бука.

Необходимо отметить, что условный критический уровень должен рассматриваться как первый шаг по направлению к получению новых критических уровней, которые можно было бы использовать для количественных оценок влияния озона на зрелые лесные деревья, т.к. величина, выбранная в настоящее время, основывается на ряде предположений (более детально вопрос обсуждается в «Карлссон и др., 2003b, 2004»). В будущем предполагается, что проведение дополнительного анализа и обработки существующих экспериментальных данных, а также улучшение моделей устьичной проводимости для лесных деревьев позволит давать более точные оценки ущерба, наносимого лесным деревьям.

3.3.3.2 Основанные на АОТХ критические уровни для лесных деревьев

Подход с позиций АОТХ расценивается как метод, рекомендованный для расчета критических уровней для лесных деревьев до тех пор, пока основанный на устьичном потоке подход не будет достаточно отработан. Тем не менее, по сравнению с предыдущей версией настоящего Руководства (ЭКЕ ООН, 1996) методология и критические уровни были серьезно пересмотрены.

База экспериментальных данных, представленная на семинаре ЭКЕ ООН в Гётеборге в 2002 году, была повторно проанализирована и расширена, включив дополнительные отношения с АОТ20, АОТ30 и АОТ50 (Карлссон и др., 2003b). Более того, виды деревьев, включенные в анализ, были разделены на четыре видовые категории (табл. 3.9), основанные на чувствительности реакции роста к озону. Необходимо обратить внимание, что такая категоризация основывается на росте, как на мере воздействия, и что относительная чувствительность конкретного вида может отличаться при альтернативном измерении, например, на основе видимого повреждения. В результате такой дифференциации видов линейные регрессии между воздействием и реакцией имеют самые высокие величины г² при отсутствии серьезных пересечений (табл. 3.10). Недостатком являлось отсутствие достаточного количества данных для умеренно чувствительной хвойной категории, которые бы позволили осуществить адекватный статистический анализ. Ситуация, возможно, изменится в будущем, если появится больше наборов данных.

Чувствительные к озону виды		Умеренно чувствительные к озону виды			
Лиственные	Хвойные	Лиственные	Хвойные		
Fagus sylvatica	Picea abies	Quercus petrea,	Pinus halepensis		
Betula pendula	Pinus sylvestris	Quercus robur			

<u>Таблица 3.9</u>: Классы чувствительности для видов деревьев, на основании воздействия озона на рост

Используя описанные выше категории чувствительности, АОТ40 дает наибольшие величины r^2 протестированных индексов АОТХ (Рисунок 3.6). Однако разница между величинами r^2 для АОТ40 и АОТ30 была невелика (0.62 и 0.61 соответственно для объединенных наборов данных по березе и буку, таблица 3.10).

<u>Таблица 3.10</u>: Статистические данные по анализу регрессии отношений между индексами воздействия озона АОТХ (в ppm в час) и процентом снижения общей и надземной биомассы для различных категорий видов деревьев

Индекс озона / категория растения	Линейная регрессия				
	r ²	р для уклона	р для пересечения	уклон	
AOT20					
Береза, бук	0.52	< 0.01	0.70	- 0.357	
Дуб	0.57	< 0.01	0.73	- 0.142	

Норвежская ель, шотландская сосна	0.73	<0.01	0.31	- 0.086
AOT30				
Береза, бук	0.61	< 0.01	0.63	- 0.494
Дуб	0.61	< 0.01	0.79	- 0.170
Норвежская ель, шотландская сосна	0.76	<0.01	0.61	- 0.110
AOT40				
Береза, бук	0.62	< 0.01	0.31	- 0.732
Дуб	0.65	< 0.01	0.73	- 0.216
Норвежская ель, шотландская сосна	0.79	<0.01	0.86	- 0.154
AOT50				
Береза, бук	0.53	< 0.01	0.05	- 1.033
Дуб	0.62	< 0.01	0.82	- 0.248
Норвежская ель, шотландская сосна	0.76	<0.01	0.16	- 0.188

Отталкиваясь от описанного выше анализа, основанные на концентрации критический уровень озона для лесных деревьев CLe_c был понижен с величины AOT40 в 10 ppm в час (Кэренлампи и Скэрби, 1996) до 5 ppm в час (диапазон 1-9 ppm в час, определяется 99%ными доверительными интервалами), накопленных за один сезон роста (рис. 3.7). Величина в 5 ppm в час ассоциируется с 5%-ным снижением роста за сезон роста для лиственных чувствительных категорий видов деревьев (бук и береза, рис. 3.7). 5%-ное снижение роста явно оказалось значительным, как можно судить по 99%-ным доверительным интервалам на рисунке 3.7. Такое увеличение достоверности набора данных и критического уровня говорит о существенном улучшении по сравнению с 10%-ным снижением роста, которое ассоциируется с предыдущим критическим уровнем озона с АОТ40 в 10 ppm в час (Кэренлампи и Скэрби, 1996). Более того, оно представляет связанное использование чувствительных лиственных видов деревьев для представляет связанное использование чувствительных лиственных условиях. Как и раньше, стоит обратить существенное внимание на то, что эти величины нельзя использовать для количественной оценки влияния озона на лесные деревья в полевых условиях.



Светлое время суток, АОТ40 (ррт в час)



Еще одно свидетельство в пользу новых критических уровней озона для лесных деревьев получено при наблюдении видимых повреждений молодых деревьев на открытом воздухе в Латтекалдо, южная Швейцария. Был сделан вывод о необходимости снижения критического уровня озона АОТ40 до 5 ppm в час для предохранения наиболее чувствительных видов от видимого повреждения (Ван дер Хайден и др., 2001, Новак и др., 2003). Более того, Баумгартен и др. (2000) обнаружили видимые повреждения на листьях зрелых деревьев березы в Баварии при АОТ40 гораздо ниже 10 ppm в час.

Был также выведен факультативный дополнительный опирающийся на АОТ30 критический уровень озона для лесных деревьев на основании функции реакции для березы и бука. Величина такого критического уровня АОТ30 – 9 ррт в час с теми же временными окнами, которые описаны и для АОТ40. По результатам обсуждений на семинаре в Гётеборге, 16-го заседания специальной группы ICP по растительности и 19-го заседания специальной группы ICP по растительности и 19-го заседания специальной группы ICP по моделированию и картированию, было решено, что АОТ40 стоит использовать для основанных на концентрации критических уровней для лесных деревьев, а АОТ30 – для моделирования интегрированных оценок в европейском масштабе, если это позволяет существенно снизить неясности в общей модели интегрированной оценки.

3.4 Расчет превышения основанных на устьичных потоках критических уровней озона

3.4.1 Этапы расчета AF_{st}Y и превышения CLe_f

Для расчета соответствующего AF_{st}Y освещенных солнцем листьев и превышения устьичного основанного на потоке критического уровня, необходимо сделать следующее:

1. Определить часовые концентрации озона на вершине полога (см. раздел 3.4.2 для перевода концентраций с учетом градиентов концентрации озона выше полога).

- 2. Определить период времени, как это описано в разделе 3.4.3., величины часовой устьичной проводимости (g_{sto}) для соответствующих периодов, для освещенных солнцем листьев растений-рецепторов, используя алгоритм, представленный в уравнении 3.12.
- Каждую определенную таким образом часовую устьичную проводимость умножить на соответствующую часовую концентрацию озона на вершине полога и получить часовые устьичные потоки озона F_{st} (от англ. flux – поток, и stomatal – устьичный), выраженные в нмолях м⁻² PLA s⁻¹ (уравнение 3.9).
- 4. Вычесть величину Y из каждой часовой величины F_{st} , а затем умножить на 3600 для получения часовых величин F_{st} Y в нмолях $O_3 \text{ м}^{-2}$ PLA ч⁻¹.
- 5. Рассчитать сумму всех часовых величин F_{st}Y для конкретного периода накопления. Полученная в результате величина AF_{st}Y в ммолях м⁻² PLA.
- 6. Если величина AF_{st}Y больше основанного на потоке критического уровня озона CLe_f, можно говорить о наличии превышения критического уровня.

3.4.2 Концентрации озона на высоте полога

Примечание: источники оценок концентрации озона и их пространственная интерполяция рассмотрены в главе 2 настоящего Руководства.

Все индексы озона, описанные в настоящей главе, основываются на концентрациях озона на вершине полога. Для культур и другой низкой растительности концентрации на вершине полога могут быть существенно ниже тех, которые получены на условных высотах измерения 2-5 метров над землей, поэтому использование замеренных данных непосредственно или после пространственной интерполяции может привести к существенным переоценкам концентраций озона и, соответственно, степени превышения CLe_c и CLe_f. Для лесов, наоборот, замеренные данные могут привести к недооценке концентрации озона на вершине полога. Разница между высотой измерения и высотой полога – это функция нескольких факторов, включая скорость ветра и другие метеорологические факторы, высоту полога и общий поток озона, F_{tot}.

Перевод концентраций озона на высоте измерения в концентрацию на высоте полога (z₁) легче всего можно осуществить при помощи подходящей модели отложений. Стоит, однако, заметить, что отношения градиентов потока, на которые эти модели опираются, не достаточно надежны в пределах подслоя шероховатости (уровень земли – 2-3 высоты полога), поэтому даже такие подробные расчеты могут дать только приблизительные ответы. Выбор модели будет зависеть от количества доступных метеорологических данных. Здесь представлено два простых метода, которые можно использовать для получения необходимой конверсии при условии, что (a) нет метеорологических данных или (б) есть некоторые основные измерения.

Метод (а): Табличный градиент

Если вообще нет метеорологических данных, то можно использовать простую табуляцию градиентов О₃. Отношения между концентрациями на ряде различных высот можно оценить при помощи модуля отложений ЕМЕР (Эмберсон и др., 2000а), используя метеорологические данные около тридцати участков на территории Европы. Данные были собраны для случайных поверхностей культур и лугов с короткой растительностью. Для поверхности с культурами мы предполагаем 1 м высоты культуры и $g_{max} = 450$ ммолей O₃ м⁻² PLA s⁻¹. Индекс общей площади поверхности листа (LAI – leaf area index) установлен как 5 м² PLA /м², а зеленый LAI – как 3 м² PLA /м², что предполагает получить фактор фенологии в масштабе полога (f_{phen}) равным 0,6. Фактор влажности почвы (f_{SWP}) установлен на 1,0.

Постоянные величины этих параметров используются на протяжении всего года, что позволяет избежать проблем при попытке оценки стадий роста в различных частях Европы. Градиенты концентрации, полученные таким образом, больше всего подходят для полностью развившегося урожая, но будут служить приемлемым приближением для общего сезона роста. Другие факторы устьичной проводимости могут варьироваться в соответствии с функциями пшеницы. Для лугов с короткой растительностью высота полога была установлена как 0.1 м, g_{max} в 270 ммолей $O_3 \text{ м}^{-2}$ PLA s⁻¹, а $f_{SWP} - 1.0$. Все остальные факторы – как они даны для лугов у Эмберсона и др. (2000b). Что касается микро-метеорологии, высота смещения (d) (от англ. displacement – смещение) и длина шероховатости (z_0) установлены равными 0.7 и 0.1 от высоты полога (z_1), соответственно. Таким образом, верхняя граница квази-ламинарного слоя ($d+z_0$) просто равна 0.8 z_1 , где z_1 – это высота полога.

В таблице 3.11 показаны средние отношения между концентрациями O_3 на избранных высотах, полученными при работе модуля ЕМЕР в течение мая-июля, и выбором факторов полдня, которые бы представляли множители дневного времени. Концентрации O_3 нормализованы посредством установки величины 20 м на 1.0. Для использования таблицы 3.11 измерения, сделанные над культурами или лугами, можно просто экстраполировать вниз до поверхности полога соответствующей растительности. Например, при 30 ppb, замеренных на 3-метровой высоте (выше уровня земли) на поле культуры, концентрация на высоте 1 м будет равна 30.0*(0.88/0.95) = 27.8 ppb. Для лугов с низкой растительностью мы получим 30.0 * (0.74/0.96) = 23.1 ppb на высоте полога 0.1 м. Эксперименты показали, что вертикальные градиенты, обнаруженные над культурами, можно также применять к высоким (0.5 м) лугам. Возможно, понадобится некоторая доработка для выбора величин, подходящих для различных типов растительности.

<u>Таблица 3.11</u>: Репрезентативные градиенты O₃ над искусственной (1 м) растительностью (культура), и короткими лугами (0.1 м). Концентрации O₃ нормализованы путем установки величины в 20 м на 1.0. Эти градиенты получены из факторов полдня и предназначены для использования только для дневного времени суток.

Высота (м)	Градиент концентрации О ₃					
	Культуры (где z ₁ =1 м, g _{max} = 450 ммолей О ₃ м ⁻² PLA s ⁻¹)	Короткие луга (где z ₁ =0.1 м, g _{max} =270 ммолей О ₃ м ⁻² PLA s ⁻¹)				
20	1.0	1.0				
10	0.99	0.99				
5	0.97	0.97				
4	0.96	0.97				
3	0.95	0.96				
2	0.93	0.95				
1	0.88	0.92				
0.5	0.81*	0.89				
0.2	-	0.83				
0.1	-	0.74				

* 0.5 м – это ниже высоты смещения для культур, но может быть использована для более высоких лугов (см. текст).

Относительно лесов концентрации озона нередко можно извлечь из измерений, сделанных над травянистыми поверхностями или другими типами охвата земель. В принципе, концентрация О₃, измеренная над землей с типом землепользования X (напр., короткие луга) может быть использована для оценки концентрации О₃ на контрольной высоте с последующим применением подходящего профиля градиента для желаемого типа землепользования Y. Однако, при работе с лесами, для сохранения контроля над такой простой методологией и учета неясностей, присущих использованию любого профиля вблизи самого полога, предлагается оценивать концентрации путем экстраполяции профилей, данных в таблице 3.11, вверх до высоты полога. Для примера: 30 ppb на высоте в 3 метра над коротким лугом – концентрация на 20 метрах будет 0.0*(1.0/0.96) = 31.3 ppb.

Стоит отметить, что профили, показанные в таблице 3.11, являются только репрезентативными, и расчеты для конкретных участков покажут несколько отличные числа. Однако при условии отсутствия местной метеорологии и модели отложения предложенная процедура должна дать уровень точности, достаточный для большинства задач.

Метод (б): Использование профилей нейтральной стабильности

Если у нас имеется скорость ветра и (м s⁻¹) на контрольной высоте z_R , и оценка z_0 , то мы можем найти величины концентрации, подходящие для высоты z_1 (напр. 1 м), используя допущение постоянного потока и определение аэродинамического сопротивления:

Общий поток =
$$V_g(z_R)$$
. $C(z_R) = (C(z_R) - C(z_1)) / R_a(z_R, z_1)$
[3.3]

Где $V_g(z_R)$ – скорость отложения (м s⁻¹) на высоте z_R , и $R_a(z_R, z_1)$ – аэродинамическое сопротивление между двумя высотами (s м⁻¹). Переставив два вторых элемента, мы получаем:

$$C(z_1) = C(z_R) \cdot [1 - (R_a(z_R, z_1) \cdot V_g(z_R))]$$
[3.4]

В нейтральной стабильности легко можно получить скорость трения (u*) и R_a:

$$u^* = \frac{u(z)k}{\ln\left(\frac{z-d}{z_0}\right)}$$
[3.5]

$$R_{a(z_{R},z_{1})} = \frac{1}{ku^{*}} \ln\left(\frac{z_{R}-d}{z_{1}-d}\right)$$
[3.6]

где константа фон Кармана k = 0.4

Для определения скорости отложения нужна дополнительная информация:

$$V_{g}(z_{R}) = 1/(R_{a}(z_{R}, z_{0}) + R_{b} + R_{c})$$
[3.7]

Примечание: R_a здесь – аэродинамическое сопротивление от z_R к z_0 (уровень, где R_a становится равным нулю), а не к z_1 (любая высота относительно близкая к земле, например высота вершины полога). Для озона $R_b = 6.85/u_*$. Сопротивление полога R_c (от англ. сапору – полог) – это функция температуры, радиации, относительной влажности и почвенной воды. Если местная метеорология дает оценку этим факторам, формулировку R_c можно получить, непосредственно используя алгоритм устьичного потока в масштабе полога (см. Эмберсон и др., 2000b).

3.4.3 Период накопления

Важно, чтобы накопительный период, в течение которого рассчитывается величина AF_{st}Y, был совместим с периодом активного роста соответствующей культуры или лесных видов – во время их наибольшей чувствительности к абсорбированным дозам озона. Специфичные для рецепторов периоды времени определены в соответствующих разделах ниже. Для основанных на потоках критических уровней этого можно добиться через определение по типу рецептора, в пределах сезона роста, начало (A_{start}) и конец (A_{end}) (англ. end – конец) периода накопления. Для определения периода накопления можно обратиться к следующим источникам:

а) Информация местных или государственных сельскохозяйственных или лесных специалистов

б) Фенологические модели. Предполагают (предсказывают) начало и конец сезона роста, обычно определяются как функция климатических факторов, таких как накопленная температура и наличие воды.

3.4.4 Алгоритм устьичного потока

Оценка устьичного потока озона (F_{st}) основана на предположении, что концентрация озона наверху полога представляет логичную оценку концентрации на верхней поверхности ламинарного слоя около кроющего листа (в случае с пшеницей) и освещенных солнцем верхних листьев полога (в случае с картофелем и деревьями). Если $c(z_1)$ – концентрация озона наверху полога (высота z_1 , м) в нмолях м⁻³, то F_{st} (нмолей м⁻² PLA s⁻¹) можно получить так:

$$F_{st} = c(z_1)^* \frac{1}{r_b + r_c} * \frac{g_{sto}}{g_{sto} + g_{ext}}$$
[3.8]

Элемент $1/(r_b+r_c)$ представляет отношение отложения к листу через сопротивление r_b (квазиламинарное сопротивление) и r_c (сопротивление поверхности листа). Доля озона, поглощенного устьицем, задается $g_{sto}/(g_{sto}+g_{ext})$, где g_{sto} – устьичная проводимость (англ. stomata – устьице) и g_{ext} – сопротивление внешнего листа (англ. external – внешний) или кутикулярное сопротивление. Так как сопротивление поверхности листа r_c дается как $r_c = 1/(g_{sto} + g_{ext})$, мы можем записать уравнение [3.8] и так:

$$F_{st} = c(z_1)^* g_{sto}^* \frac{r_c}{r_b + r_c}$$
[3.9]

Величина для g_{ext} была выбрана для совместимости с внешним сопротивлением «большого листа» модулей отложения EMEP – $R_{ext} = 2500/SAI$, где SAI – индекс площади поверхности (surface area index) (зеленая + стареющая LAI). Допустим, что SAI можно просто смасштабировать:

$$g_{ext} = 1/2500$$
 (M s⁻¹) [3.10]

Для корректного использования в уравнениях 3.8 и 3.9, единицы g_{sto} из уравнения 3.12 необходимо перевести из ммолей м⁻² s⁻¹ в м s⁻¹. При условиях нормальной температуры и давления воздуха конверсия осуществляется путем деления величины проводимости, выраженной в ммолях м⁻² s⁻¹, на 41000 для получения проводимости в м s⁻¹.

Совместимости квази-ламинарного граничного слоя добиться сложнее, поэтому был предложен термин уровня листа r_b (МакНотон и ван дер Хинк, 1995), использующий размер листа по отношению к встречному ветру L (единицы измерения – м) и скорость ветра на высоте z_1 , $u(z_1)$:

$$r_b = 1.3 * 150 * \sqrt{\frac{L}{u(z_1)}}$$
 (s m⁻¹) [3.11]

Где коэффициент 1:3 применяется к разнице диффузивности между теплотой и озоном. Потенциальные величины L для пшеницы, картофеля и бука/березы – 0.02 м, 0.04 м и 0.05 м соответственно.

Ядром модели потока озона в листьях является мультипликативный алгоритм устьичной проводимости (g_{sto}), который был разработан за последние несколько лет (Эмберсон и др. 2000b) и затем внедрен в модуль отложений озона ЕМЕР (Эмберсон и др., 2000a). Формулировка мультипликативного алгоритма следующая:

$$g_{sto} = g_{max} * [min(f_{phen}, f_{O3})] * f_{light} * max \{ f_{min}, (f_{temp} * f_{VPD} * f_{SWP}) \}$$
[3.12]

Где g_{sto} – реальная устьичная проводимость (ммоли $O_3 \text{ м}^{-2}$ PLA s⁻¹) и g_{max} – специфичная для конкретного вида максимальная устьичная проводимость (моли $O_3 \text{ м}^{-2}$ PLA s⁻¹). Параметры f_{phen} , f_{O3} , f_{light} , f_{temp} , f_{VPD} и f_{SWP} (phen – фенология, light – свет, temp – температура) выражаются относительно (т.е. принимают величины между 0 и 1), как пропорции g_{max} .

Эти параметры позволяют модифицировать влияние фенологии и озона, а также четырех переменных окружающей среды (света (освещенности), температуры, дефицита давления паровой воды (VPD) и потенциала почвенной воды (SWP)) на оцениваемую устьичную проводимость. На рисунке 3.8 показано выведение этих функций, источники данных для параметризации даны в таблицах 3.12 и 3.13 (в конце главы). Часть уравнения 3.12, относящаяся к f_{phen} и f_{O3} – наиболее ограничивающая. Рамки накладывает либо старение вследствие вследствие естественного процесса, либо преждевременное старение вследствие воздействия озона. В начале сезона роста и при слабом воздействии озона f_{phen} всегда ограничивает, и тогда f_{O3} не появляется в этой операции. Первоначальная параметризация, данная Эмберсоном и др., (2000b) недавно была пересмотрена на основе данных, полученных из литературы и экспериментов с воздействием озона, проведенных для пшеницы Даниелссоном и др. (2003) в Швеции, а также из ряда европейских участков, засеянных картофелем (Плеийел и др., 2003).

Для учета эффекта потенциального испарения воды листьев, который может привести к ограничению устьичной проводимости в послеобеденное время, в схему был включен дополнительный алгоритм (уравнение 3.18). Это может привести к большему ограничению устьичной проводимости, чем предполагалось в уравнении 3.12, представляющему первоначальную формулировку, данную Эмберсоном и др. (2000b). Специфичная для рецептора параметризация предоставлена для пшеницы и картофеля в таблице 3.15 (см. раздел 3.4.5.3) и условно для березы/бука в таблице 3.16 (см. раздел 3.4.6.2).

Рисунок 3.8: Параметризация моделей устьичной проводимости пшеницы и картофеля

Разбег величин g_{max} для различных сортов пшеницы и картофеля, выращенных в Европе, дополнительные данные по сортам картофеля, выращенным в США. Горизонтальная линия представляет избранные величины g_{max} (450 ммолей м⁻² s⁻¹ для пшеницы, (средние из наблюдаемых: 455 ммолей м⁻² s⁻¹); 750 ммолей м⁻² s⁻¹ для картофеля (средние из наблюдаемых 738 ммолей м⁻² s⁻¹)). Величины g_{max} выражены на основе спроектированной поверхности листа.



f_{light}



Tuebner F. (1985)

× Pleijel et al. (2002, OTC data)

Pleijel et al. (2002, AA data)

VPD (кПа)

VPD (кПа)

Bunce J.A. (2000)

+ Danielsson et al. (2003)

Weber & Rennenberg (1996)

× Tuebner F. (1985)



g_{max} и f_{min}

Величины для конкретных рецепторов даны для g_{max} и f_{min} на основе анализа опубликованных данных (см. подробности в разделах 3.4.5 и 3.4.6).

fphen

Фенологическая функция может основываться или на фиксированном количестве дней, или на накоплении суммы эффективной температуры, и имеет одинаковую форму для обоих подходов. Однако, к использованию суммы эффективной температуры, как правило, прибегают, если необходимо описать развитие растения более точно, чем при использовании фиксированного периода времени, т.к. она допускает влияние температуры на рост. f_{phen} рассчитывается согласно уравнению 3.13а, b и с (при использовании фиксированного количества дней) и 3.14а, b и с (при использовании накопленной суммы эффективной температуры). Каждая пара уравнений дает f_{phen} в связи с периодом накопления для AF_{st}Y, где A_{start} и A_{end} – соответственно начало и конец периода накопления.

Метод (а): основывается на фиксированном интервале времени

когда
$$A_{\text{start}} \le \text{yd} < (A_{\text{start}} + f_{\text{phen}_c})$$

 $f_{\text{phen}} = (1-f_{\text{phen}_a}) * ((\text{yd-}A_{\text{start}})/f_{\text{phen}_c}) + f_{\text{phen}_a}$
[3.13a]

когда $(A_{start} + f_{phen_c}) \le yd \le (A_{end} - f_{phen_d})$

$$f_{phen} = 1$$
 [3.13b]

когда $(A_{end}-f_{phen_d}) < yd \leq A_{end}$

$$f_{phen} = (1 - f_{phen b}) * ((A_{end} - yd)/f_{phen d}) + f_{phen b}$$
 [3.13c]

где yd – день года; A_{start} и A_{end} – дни года начала и конца периода накопления озона. *Метод (б): основывается на накоплении термального времени*

когда $A_{start} \le tt < (A_{start} + f_{phen_e})$

$$\mathbf{f}_{\text{phen}} = 1 - \left(\frac{1 - f_{\text{phen}_a}}{f_{\text{phen}_e}}\right) \left((\mathbf{A}_{\text{start}} + f_{\text{phen}_e}) - tt \right)$$
[3.14a]

когда $(A_{\text{start}} + f_{\text{phen}_e}) \leq tt \leq (A_{\text{end}} - f_{\text{phen}_f})$

$$\mathbf{f}_{\text{phen}} = 1$$
 [3.14b]

когда $(A_{end}-f_{phen d}) < tt \le A_{end}$

$$\mathbf{f}_{\text{phen}} = 1 - \left(\frac{1 - f_{\text{phen}_b}}{f_{\text{phen}_f}}\right) \left(\text{tt} - (\mathbf{A}_{\text{end}} - f_{\text{phen}_f})\right)$$
[3.14c]

где tt – сумма эффективной температуры в °C дней при базовой температуре 0°C, а A_{start} и A_{end} суммы эффективной температуры (выше базовой температуры 0°C) в начале и конце периода накопления озона соответственно. A_{start} как таковой будет равен 0°C дням.

flight

Функция для описания f_{light} дана в уравнении 3.15

$$f_{\text{light}} = 1 \text{-EXP}((-\text{light } a) \text{*PFD})$$
[3.15]

где PFD представляет плотность потока фотонов фотосинтеза (photosynthetic photon flux density) в мкмолях $m^{-2} s^{-1}$.

f_{temp}

Функция, описывающая ftemp, дана в уравнении 3.16.

когда
$$T_{min} < T < T_{max}$$

 $f_{temp} = max \{f_{min}, [(T-T_{min}) / (T_{opt}-T_{min})] * [(T_{max}-T) / (T_{max}-T_{opt})]^{bt}\}$ [3.16a]
когда $T_{min} > T > T_{max}$
 $f_{temp} = f_{min}$ [3.16b]

где T – температура воздуха в $^{\circ}$ C, T_{min} и T_{max} – минимальная и максимальная температуры, при которых устьичное закрытие равно f_{min}, T_{opt} – оптимальная температура, bt определяется следующим образом:

$$bt = (T_{max}-T_{opt}) / (T_{opt}-T_{min})$$
 [3.17]

Программа для f_{VPD} и ΣVPD

VPD воздуха, окружающего листья, используется двумя путями. Во-первых, существует более или менее мгновенный эффект высоких уровней VPD на устьица, который приводит к их закрытию, снижающему высокие скорости потока испаряющейся из листа воды. В сухих

и жарких условиях такое ограничение VPD может, очевидно, произойти в течение дня после восхода. Такая мгновенная реакция устьица на VPD описывается функцией f_{VPD}.

Данные, используемые для установления отношения f_{VPD} как для пшеницы, так и для картофеля, показаны на рисунке 3.8. Функции, описывающие f_{VPD}, даны в уравнении 3.18.

$$f_{VPD} = \min\{1, \max\{f_{\min}, ((1-f_{\min})*(VPD_{\min} - VPD)/(VPD_{\min} - VPD_{\max}))+f_{\min}\}\}$$
 [3.18]

Во-вторых, существует другой эффект, оказываемый на устьице водой, который можно смоделировать при помощи VPD. Во второй половине дня температура воздуха обычно понижается, что, в нормальных условиях, но не всегда, приводит (если абсолютная влажность воздуха остается постоянной или возрастает) к снижению VPD. Согласно функции fvpp это позволит устьицу повторно раскрыться, если ранее в тот же день было ограничение f_{VPD}. Чаще всего этого не происходит. Это связано с тем фактом, что в течение дня растение теряет воду из-за испарения с большей скоростью, чем она замещается корневым поглощением. Это приводит к снижению растением водного потенциала в течение дня и препятствует повторному открытию устьица после обеда. Затем водный потенциал растения восстанавливается в течение следующей ночи, когда скорость испарения снижается. Довольно простой способ смоделировать степень потери воды растением использование суммы часовых величин VPD в часы светлого времени суток (как было предложено Уддлингом и др., 2003). Если сумма получается большой, она, скорее всего, будет связана с большим количеством испарения, и если накопленное в течение дня количество испарения (как представлено суммой VPD) превысит определенную величину, то устьичного повторного раскрытия после обеда не произойдет. Это представляется функцией суммы VPD (Σ VPD), которую рассчитывают следующим образом:

Если
$$\Sigma VPD \ge \Sigma VPD_crit, \text{ то } g_{\text{sto_hour_n+1}} \le g_{\text{sto_hour_n}}$$
 [3.19]

Где $g_{sto_hour_n}$ и $g_{sto_hour_n+1}$ – это величины g_{sto} для часа n и часа n+1 соответственно, рассчитанные согласно уравнению 3.12.

ΣVPD (кПа) необходимо рассчитать для каждого часа светлого времени суток до рассвета следующего дня. Таким образом, если ΣVPD больше или равна ΣVPD_{crit}, то величина g_{sto} , рассчитанная уравнением 3.12, верна, если она меньше или равна величине g_{sto} предыдущего часа. Если, согласно уравнению 3.12, g_{sto} больше g_{sto} предыдущего часа, при условии, что ΣVPD больше или равна ΣVPD_{crit}, то она заменяется g_{sto} предыдущего часа в оценке устьичной проводимости.

Программа для ∑VPD работает как более механистично ориентированная замена функции времени суток, использующаяся в параметризации Плеийеля и др. (2002) и Даниелссона и др. (2003). Допустимо оперировать мгновенным эффектом VPD, представленным f_{VPD}, как функцией для дальнейшего снижения устьичной проводимости также и после запуска программы ∑VPD для ограничения устьичной проводимости.

f_{SWP}

Функция для описания f_{SWP} дана в уравнении 3.20.

$$f_{SWP} = \min\{1, \max\{f_{\min}, ((1-f_{\min})^*(SWP_{\min} - SWP)/(SWP_{\min} - SWP_{\max})) + f_{\min}\}\}$$
[3.20]

 f_{O3}

Модели эффекта потока, разработанные Плеийелем и др. (2002) и Даниелссоном и др. (2003) включают функцию, предусматривающую влияние концентраций озона на устьичную проводимость (f_{O3}) у пшеницы и картофеля через запуск раннего старения. Как таковая, эта функция используется в ассоциации с функцией f_{phen} для оценки g_{sto} . Обычно функция f_{O3} работает по истечении срока в один месяц, и активируется только при наличии большего

провоцирующего старение эффекта, чем в ситуации с нормальным старением. Функции даны в уравнениях 3.21 и 3.22.

Функция озона для яровой пшеницы (по «Даниелссон и др. (2003)», но с пересчетом для PLA):

$$f_{O3} = ((1 + (AF_{st}0/11.5)^{10})^{-1})$$
[3.21]

где AFst0 накоплен из Astart

Функция озона для картофеля (по Плеийелю и др. (2002)):

$$f_{O3} = ((1 + (AOT0/40)^5)^{-1})$$
[3.22]

где АОТО накоплен из Astart

3.4.5 Расчет AF_{st}Y и превышения CLe_f для сельскохозяйственных культур

Пшеница	CLe _f	AF _{st} 6 в 1 ммоль м ⁻² PLA
	Период времени	Или 970°С дней, начиная за 200°С дней до середины цветения, или 55 дней, начиная за 15 дней до середины цветения
	Воздействие	Снижение урожайности
Картофель	CLe _f	AF _{st} 6 в 5 ммолей м ⁻² PLA
	Период	Или 1130°С дней, начиная с момента всхода
	времени	растения, или 70 дней, начиная с момента всхода
		растения
	Воздействие	Снижение урожайности

3.4.5.1 Концентрация озона на вершине полога, для пшеницы и картофеля

Концентрацию озона на вершине полога можно рассчитать, используя методы, описанные в разделе 3.4.2. Для пшеницы и картофеля высота вершины полога по умолчанию равна 1.0 м.

3.4.5.2 Оценка периода накопления потока озона для пшеницы и картофеля

В разделе 3.4.3 описывались два метода оценки влияния фенологии на устьичную проводимость (т.е. f_{phen}), основывавшиеся на фиксированном временном интервале и накоплении термального времени. В этом разделе, для каждого из методов, описываются процедуры оценки периода накопления $AF_{st}Y$ для пшеницы и картофеля. Начало и конец периода накопления определяются соответственно как A_{start} и A_{end} . Применение метода фиксированного временно́го интервала требует определения A_{start} и A_{end} как дней года, в то время как в методе термального времени A_{start} и A_{end} определяются как °C дней выше базовой температуры в 0°C; в этом случае A_{start} будет всегда равняться 0°C дней, хотя и есть необходимость определения дня года для A_{start} .

Четыре метода, предложенные для оценки времени периода накопления AF_{st}Y, даны в порядке желательности их использования: i) использование данных наблюдения, описывающих реальные этапы роста; ii) использование локальной сельскохозяйственной/статистической информации, описывающей этапы роста в масштабе региона или страны; iii) использование фенологических моделей роста совместно с

ежедневными метеорологическими данными и iv) использование фиксированных периодов времени (которые можно корректировать с учетом климатического региона или широты).

Пшеница

Необходимо определить время середины цветения (определяется как стадия роста 65, согласно Задокс и др., 1974) как для *яровой*, так и для *озимой пшеницы*. В отсутствие статистической информации или данных наблюдения о стадиях роста середину цветения можно определить, используя фенологические модели – если доступны цифры по среднегодовой температуре.

Для *яровой пшеницы* середину цветения можно рассчитать, используя величину суммы температур в 1075°С дней, начиная с момента всхода. В отсутствие локальной информации момент всхода можно определить по типичным датам сева *яровой пшеницы*, данным для различных климатических регионов в таблице 3.14. Их можно использовать для расчета времени всхода, если допустить, что сумма температур (выше базовой температуры 0°С), требуемая для всхода – 70 °С дней (предполагаем, что средняя глубина сева 3 см) (Ходжес и Ритчи, 1991).

Ссылка	g _{max} (ммоль О ₃ м ⁻² s ⁻¹) PLA	Получение g _{max}	Страна	Тип и сорт пшеницы	Время суток	Время года	Аппарат для измерения g _{sto}	Газ / поверхность листа	Условия роста	Лист
Ali <i>et al.</i> (Али и др.) (1999)	610 (± 73)	Из графика проводимости листа относительно времени (в днях). Максимально - приблизительно 1 моль H ₂ O м ⁻² s ⁻¹ ; ± 0.12. ± SE от 4 до 6 воспроизведений.	Дания	Яровая пшеница, Cadensa	(Предполо- жительно полдень)	Август	IRGA LI-6200	H₂O/ × (Предпола-гается использование PLA как LAI)	Полевой лизиметр	Удли- ненный
Araus <i>et</i> <i>al.</i> (Араус и др.) (1989)	444	Величина в таблице. Используется сорт, время сева (в среднем 3) g_{sto} . В среднем от 5 до 7 воспроизведений. g_{sto} ммолей $CO_2 \text{ м}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Адаксиальный: 313, абаксиальный: 149.	Испания	Яровая пшеница, Kolibri	с 9 до 13 часов	14 марта по 21 мая	LI 1600 порометр устойчивого состояния	CO ₂ / PLA	Поле	Удли- ненный
Araus <i>et</i> <i>al.</i> (Араус и др.) (1989)	345	Величина в таблице. Средние и SE \pm от 5 до 7 воспроизведений. g _{sto} ммолей CO ₂ м ⁻² s ⁻¹ . Адаксиальный: 267 \pm 29, абаксиальный: 92 \pm 16.	Испания	Яровая пшеница, Astral	с 9 до 13 часов	14 марта по 21 мая	LI 1600 порометр устойчивого состояния	CO ₂ / PLA	Поле	Удли- ненный
Araus <i>et</i> <i>al.</i> (Араус и др.) (1989)	336	Величина в таблице. Средние и SE \pm от 5 до 7 воспроизведений. gs ммоль $CO_2 \text{ м}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Адаксиальный: 251 \pm 15, абаксиальный: 99 \pm 22.	Испания	Яровая пшеница, Boulmiche	с 9 до 13 часов	14 марта по 21 мая	LI 1600 порометр устойчивого состояния	CO ₂ / PLA	Поле	Удли- ненный
Gruters <i>et</i> <i>al.</i> (Грутерс и др.) (1995)	485	Величина в тексте. Максимальная измеренная проводимость (0.97 см s ⁻¹ Н ₂ О общей поверхности листа по Джонсу (1983)).	Германия	Яровая пшеница, Turbo	с 11 до 12 часов	17 июня по 7 августа	LI 1600 порометр устойчивого состояния	Н₂О / общая поверхность листа	Поле	Удли- ненный
Кörner <i>et</i> <i>al.</i> (Кёмер и др.) (1979)	455	Величина дана в таблице. 0.91 см ѕ ⁻¹ для Н₂О на основе всей поверхностной площади листа.	Австрия	Твердая пшеница, Janus	-	-	Порометр вентилируемой диффузии	Н₂О / общая поверхность листа	Поле	Удли- ненный
Danielsso n <i>et al.</i> (Даниелс сон и др.) (2003)	507	Величина в тексте. «Максимальная величина проводимости, 414 молей H ₂ O м ⁻² s ⁻¹ , была взята как g _{max} для мультипликативной модели Остада. Величины проводимости представляют кроющий лист и даны для общей поверхности листа».	Швеция	Яровая пшеница, Dragon	13 часов	13 августа 1996 (АА)	Li-Cor 6200	Н₂О / общая поверхность листа	Полевые камеры с открытым верхом и АА	Удли- ненный
В среднем Медиана	455 455	Разбег: от 336 до 610								

<u>Таблица 3.12</u>: Получение параметризации g_{max} пшеницы (*Triticum aestivum*). PLA = спроектированная поверхность листа (projected leaf area)

Ссылка	g _{max} (ммоль О ₃ м ⁻² s ⁻¹) PLA	Получение g _{max}	Страна	Сорт картофеля	Время суток	Время года	Аппарат для измерения g _{sto}	Газ / поверхность листа	Условия роста	Лист
Jeffries (Джеффр из) (1994)	800	Величина, данная на рисунке. Максимальная величина 16 мм s ⁻¹ . Сообщение об ошибках представляет SE разности между двумя средними величинами (n=48).	Шотланди я	Maris piper	с 8 до 16 часов	июнь	Диффузивный порометр	Предполо- жительно H ₂ O / предполо- жительно PLA	Поле	Полностью расправлен- ный в верхнем покрове
Vos & Groenwal d (Вос и Грёнваль д) (1989)	665	Величина дана на рисунке. Максимальная величина в 13.3 мм s ⁻¹ . Приблизительно 20 повторений, коэффициент вариативности обычно варьируется между 15 и 25%.	Нидерлан ды	Bintje	-	июнь/июль	Диффузивный порометр устойчивого состояния Li-Cor 1600	H₂O / PLA	Поле	Самые молодые полностью выросшие листья
Vos & Groenwal d (Вос и Грёневал ьд) (1989)	750	Величина дана на рисунке. Максимальная величина 15 мм s ⁻¹ . Приблизительно 20 повторений 20, коэффициент вариативности обычно варьируется между 15 и 25%.	Нидерлан ды	Saturna	-	июнь	Диффузивный порометр устойчивого состояния Li-Cor 1600	H ₂ O / PLA	Поле	Самые молодые полностью выросшие листья
Marshall & Vos (Маршал л и Воз) (1991)	643	Величина дана на рисунке. g _{max} в 527 ммолей H ₂ O м ⁻² s ⁻¹ при промежуточном питании N. Каждая точка представляет среднюю величину по меньшей мере трех листьев (обычно четырех).	Нидерлан ды	Prominent	-	июль	Портативный инфра-красный газовый анализатор LCA2	H ₂ O / предполо- жительно PLA	Поле	Позже всех расправив- шиеся поддающи- еся измерению листья
Pleijel <i>et</i> <i>al.</i> (Плеийел и др.) (2002)	836	Величина дана в таблице. g _{max} в 1371 ммоль м ⁻² s ⁻¹ для H ₂ O на спроектированную поверхность листа.	Германия	Bintje	12	июнь	Li-Cor 6200	H ₂ O / PLA	Поле	Полностью расправлен- ный в верхнем покрове
Danielsso n (Даниелс сон) (2003)	737	Величина дана в тексте. g _{max} в 604 ммоля H ₂ O м ⁻² s ⁻¹ на общую поверхность листа.	Швеция	Kardal	11	июль	Li-Cor 6200	Н₂О / общая поверхность листа	Поле	Полностью расправлен- ный в верхнем покрове
В среднем Медиана	738 743	Разбег: от 643 до 836								

<u>Таблица 3.13</u>: Получение параметризации g_{max} для картофеля (*Solanum tuberosum*). PLA = спроектированная поверхность листа (projected leaf area)

Для *озимой пшеницы* можно предположить возобновление роста после окончания зимы, когда температура превышает 0 °C. Традиционно дата накопления суммы эффективной температуры к середине цветения для озимой пшеницы – это первая дата после 1 января, когда температура превышает 0°C, или 1 января, если температура превышает 0°C в этот же день. Используя такую точку отсчета, середину цветения можно рассчитать через сумму температур в 1075 °C дней после 1 января (стоит отметить, что все эти расчеты не принимают во внимание эффекты фотопериода). В отсутствие соответствующих температурных данных, время середины цветения для *яровой* и *озимой пшеницы* можно приблизительно выразить как функцию широты (градусы N) – уравнение 3.23. Стоит, однако, признать, что этот метод менее предпочтителен для использования моделей суммы эффективных температур, описанных выше, т.к. широта не прямо соотносится с температурой, и метод не сделает различия между типами роста *яровой* и *озимой пшеницы*.

Середина цветения = 2.57 * широта + 40 [3.23]

Уравнение 3.23 основывается на данных, собранных программой ICP по растительности (Миллз и др., 1998) с десяти европейских участков (варьирующихся по широте от Финляндии до Словении), описывающих дату цветения озимой пшеницы, выращиваемой на продажу. Применение уравнения 3.23 по зоне роста пшеницы в Европе даст даты середины цветения, начинающиеся от конца апреля до середины августа на широтах от 35 до 65 °N соответственно. Эти даты цветения хорошо укладываются в рамки принятых сезонов роста пшеницы, описанных Петерсоном (1965) и Гимено и др. (озимая пшеница, Испания, 2003b).

Регион	Колебания	По умолчанию
Северная Европа		
Финляндия	1-30 мая	30 мая
Норвегия	1-20 мая	20 мая
Швеция	1-20 апреля	20 апреля
Дания	1 марта-20 апреля	20 марта
Центральная континентальная Европа		
Польша	1-20 апреля	10 апреля
Чехия	10-30 апреля	20 апреля
Словакия	10-30 апреля	20 апреля
Румыния	-	
Венгрия	-	
Германия	10 марта-10 апреля	1 апреля
Центральная атлантическая Европа		
Великобритания	20 февраля-20 марта	10 марта
Нидерланды	1-30 марта	15 марта
Франция	1 марта-10 апреля	20 марта
Средиземноморская Европа		
Болгария	-	
Португалия	20 января-10 марта	10 февраля
Испания	1-28 февраля	10 февраля
Италия (мягкие и твердые сорта пшеница	(не выращивается)	
1 Correction Encountermatic (1060)		

<u>Таблица 3.14</u>: Полученные путем наблюдения данные сева для яровой пшеницы в Европе¹

¹ Согласно Броекхуизену (1969)

<u>Картофель</u>

Для картофеля необходимо определить время всхода, которое обычно составляет от недели до десяти дней после сева. Хотя время сева довольно широко варьируется по Европе, в информации финансируемой ЕЭС исследовательской программы СНІР, изучающей воздействие озона и других стрессов на картофель, утверждается, что всходы в среднем появляются на 146-й день года, с колебаниями от 135-го дня на юге и западе до 162-го дня в Финляндии. Поэтому при отсутствии локальной информации по датам сева предлагается в качестве даты по умолчанию использовать 146-й день для определения A_{start} всхода картофеля. Для этих видов не предлагается использовать фенологические модели с целью определения A_{start}.

3.4.5.3 Параметризация моделей устьичного потока для пшеницы и картофеля

Первоначальная параметризация Эмберсона и др. (2000b) была пересмотрена на основе данных, собранных из более поздней литературы об экспериментах по воздействию озона, проведенных в Швеции для пшеницы (Даниелссон и др., 2003) и ряда участков по выращиванию картофеля в Европе (Плеийел и др., 2003). Те параметры, которые рекомендовались для расчета AF_{st}Y с использованием алгоритма устьичного потока, описанного в разделе 3.4.4, показаны в таблице 3.15.

Параметр	Единицы измерения	Пшеница	Картофель
· · ·		(Triticum aestivum)	(Solanum tuberosum)
g _{max}	ммоль $O_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA s}^{-1}$	450	750
f _{min}	(доля)	0.01	0.01
f _{phen a}	(доля)	0.8	0.4
f _{phen b}	(доля)	0.2	0.2
f _{phen c}	дни	15	20
f _{phen d}	дни	40	50
f _{phen e}	°С дни	270	330
f _{phen f}	°С дни	700	800
light _a (свет)	(постоянная)	0.0105	0.005
T _{min}	°C	12	13
T _{opt}	°C	26	28
T _{max}	°C	40	39
VPD _{max}	кПа	1.2	2.1
VPD _{min}	кПа	3.2	3.5
ΣVPD _{crit}	кПа	8	10
SWP _{max}	МПа	-0.3	-0.5
SWP _{min}	МПа	-1.1	-1.1

<u>Таблица 3.15</u>: Обзор параметризации для алгоритмов устьичного потока для кроющих листьев пшеницы и освещенных солнцем листьев верхней части полога картофеля.

Величины g_{max} для пшеницы и картофеля были выведены из опубликованных данных, согласующихся с набором критериев, достаточно жестким, чтобы назвать их приемлемыми для определения этого ключевого параметра в алгоритме потока. Во внимание принимались только данные, полученные в Европе путем измерений g_{sto}, проведенных на сортах, выращенных или в полевых условиях, или с использованием камер с открытым верхом. Измерения должны были быть проведены в то время суток и года, когда вероятность g_{max}

была самой высокой, кроме того, должны были быть предоставлены максимально полные детали о газе, для которого проводились измерения проводимости (напр., H_2O , CO_2 , O_3) и площадь поверхности листа, на основе которой подавались измерения (общая или спроектированная). Все измерения g_{sto} были сделаны на кроющих листах пшеницы и на освещенных солнцем листах верхнего слоя полога картофеля с использованием хорошо себя зарекомендовавшего аппарата измерения g_{sto} . В таблицах 3.12 и 3.13 даны подробности опубликованных данных для получения g_{max} в строгом соответствии с этими жесткими критериями. На рисунке 3.8 показаны средняя, медианная величины и разбег величин g_{max} для каждого из шести и четырех различных сортов, которые дают приблизительные величины g_{max} в 450 и 750 ммолей $O_3 \text{ м}^{-2}$ PLA s⁻¹ для пшеницы и картофеля соответственно.

Необходимо отметить, что величина g_{max} для пшеницы была параметризирована на основе данных, собранных для сортов яровой пшеницы. В сравнениях с данными для озимой пшеницы, предоставленными Бунсом (2000), предполагается, что g_{max} для яровой и озимой пшеницы, скорее всего, будут схожими. Бунс (2000) дает величине g_{max} значение в 464 ммоля $O_3 \, \text{м}^{-2} \, \text{s}^{-1}$ на основе спроектированной поверхности листа для озимой пшеницы. Эти измерения были проведены в США, но, тем не менее, демонстрируют сходство g_{max} для обоих типов пшеницы. Аналогично для картофеля: для сравнения в рисунок 3.8 включены величины g_{max} трех сортов, выращенных в США (Старк, 1987), значения которых подтверждают верность величины g_{max} для этого типа культуры.

f_{min}

Данные, представленные у Плеийеля и др. (2003) и Даниелссона и др. (2003) ясно демонстрируют, что для обоих видов в полевых условиях f_{min} часто опускается до 1% от g_{max} . Поэтому f_{min} в 1% от g_{max} используется для параметризации этой модели для обоих видов.

fphen

Данные, используемые для определения отношения f_{phen} для пшеницы и картофеля, представлены на рис. 3.2 как °С дней с g_{max} (где подразумевается, что g_{max} происходит в середине цветения для пшеницы и во время всхода первого поколения полностью развитых листьев для картофеля). Методы также представлены в разделе 3.4.4 для оценки f_{phen} на основе фиксированных периодов времени с использованием параметризации, данной в таблице 3.15. Эти данные не показаны на рис. 3.8.

flight

Данные, используемые для установления отношения f_{light} для пшеницы и картофеля, показаны на рис. 3.8.

f_{temp}

Данные, используемые для установления отношения f_{temp} для пшеницы и картофеля, показаны на рис. 3.8.

f_{VPD} и ΣVPD_{crit}

Данные, используемые для установления отношения f_{VPD} для пшеницы и картофеля, показаны на рис. 3.8. Величины ΣVPD_{crit} для пшеницы и картофеля даны в таблице 3.15.

f_{SWP}

Данные для установления отношения f_{SWP} для пшеницы и картофеля даны на рисунке 3.8. Стоит отметить, что отношение f_{SWP} для картофеля выводится из данных, описывающих

скорее реакцию g_{sto} картофеля на потенциал воды в листе, чем на потенциал почвенной воды. Вос и Ойарзун (1987) утверждают, что их результаты представляют долгосрочные эффекты засухи, возникающие из-за ограниченного поступления воды, а не высокой потребности парообразования, и, таким образом, могут, предположительно, применяться к ситуациям с предрассветным потенциалом воды в листьях меньшим, чем 0.1-0.2 МПа. Возможно, будет необходимым пересмотреть это отношение f_{SWP} с целью получения более чувствительной реакции g_{sto} картофеля на возрастающее давление почвенной воды.

f₀₃

Необходимо использовать функции, описанные для пшеницы и картофеля в разделе 3.4.4.

После завершения параметризации модели для изучаемых видов, превышение AF_{st}Y и CLe_f можно рассчитать, следуя описанным в разделе 3.4.1 шагам.

Бук и береза	Cle _f	Условно AF_{st} 1.6 в 4 ммоля м ⁻² PLA
Период времени		Один сезон роста
	Воздействие	Снижение роста

3.4.6 Расчет AF_{st}Y и превышения CLe_f для лесных деревьев

Примечание: для лесных деревьев рекомендуется метод основанных на АОТХ критических уровней; условный метод AF_{st}Y предлагается только для контроля.

Как было предложено на семинаре в Гётеборге (Карлссон и др., 2003а), данная по умолчанию методология основанной на потоке оценки риска для лесных деревьев представлена как альтернатива основанным на концентрации оценкам воздействия АОТ40. Методы основанной на концентрации оценки не принимают во внимание климатическое ограничение воздействия (недостаток почвенной влаги, дефицит давления паровой воды), и основанные на АОТХ подходы могут, например, переоценить экологический риск в южной Европе, где летний дефицит влаги – обычное явление. На момент написания настоящего Руководства было решено, что неясности, связанные с использованием основанной на потоках оценки для лесных деревьев на территории всей Европы, слишком велики, чтобы метод можно было безоговорочно рекомендовать к использованию (в деталях этот вопрос описан у Карлссона и др., 2003b, 2004). Стоит также отметить, что представленная здесь методология не должна использоваться для экономических оценок ущерба или потери урожая, а исключительно для картирования зон потенциального озонового риска, а также служить альтернативой рекомендованному подходу АОТ40.

3.4.6.1 Концентрация озона на вершине лесного полога

Концентрация озона на вершине полога может быть рассчитана с использованием методов, описанных в разделе 3.4.2. Для бука и березы высота по умолчанию – 20 м.

3.4.6.2 Параметризация модели устьичного потока для бука и березы

При расчете устьичной проводимости (g_{sto}) для освещенных солнцем листьев верхнего слоя полога используется та же мультипликативная модель, которая была дана в уравнении 3.12 для пшеницы и картофеля и описана в разделе 3.4.4, с теми лишь исключениями, что здесь отсутствует функция f_{O3} , и не применяется алгоритм Σ VPD для оценки f_{VPD} (см. дальше). Параметризация этой модели аналогична описанной у Эмберсона и др. (2000а), с некоторыми усовершенствованиями, проведенными по мере поступления информации из последних опубликованных работ (как описано у Карлссона и др., 2003b, 2004). Наибольшие

изменения затронули параметризацию f_{temp}, и теперь g_{sto} становится возможным при температурах ниже -5 °С (ранее величина Т_{тіп} составляла 13 °С). Описанная здесь параметризация модели использовалась для выведения основанного на потоках критического уровня для лесных деревьев AF_{st}1.6 в 4 ммолей м⁻² PLA (Карлссон и др. (2003b, 2004). В настоящее время период накопления для AF_{st}Y для лесных деревьев приравнивается ко всему сезону роста из-за отсутствия информации для определения конкретного периода фенологической чувствительности. А_{start} и А_{end} будут равны началу (распускание почек) и концу (конец увядания листьев) сезона роста соответственно. По умолчанию величина A_{start} -90-й день года, A_{end} – 270-й. В настоящий момент отсутствуют данные для определения f_{phen} в соответствии с моделями суммы эффективных температур, поэтому применяются только методы фиксированного интервала времени f_{phen}, описанные в разделе 3.4.3. Там, где используется местная параметризация модели, рекомендуется также проводить параллельные измерения с дальнейшим их представлением на основе величин по умолчанию, данных в таблице 3.16, что позволит сохранять совместимость между различными оценками, проводимыми в стране.

Из-за недостатка информации для определения f_{O3} для лесных деревьев рекомендуется в уравнении 3.12 устанавливать f_{O3} равной 1.0.

Алгоритм ΣVPD, описанный для пшеницы и картофеля, и учитывающий недостаток повторных открытий устьиц после полудня, нельзя с уверенностью использовать для лесных деревьев из-за недостатка данных для завершения параметризации, поэтому рекомендуется исключить этот алгоритм из процедуры f_{VPD}, описанной в разделе 3.4.4.

Превышение $AF_{st}Y$ и CLe_{f} необходимо рассчитывать, следуя шагам, описанным в разделе 3.4.1.

Параметр	Величина
g _{max}	134 ммоля О ₃ м ⁻² спроектированная
	поверхность листа s ⁻¹
f_{min}	0.13 (доля)
f _{phen_a}	0.3 (доля)
f _{phen b}	0.3 (доля)
f _{phen c}	50 (дни)
f _{phen_d}	50 (дни)
f _{phen_e}	параметризация отсутствует, используйте
	метод фиксированного периода времени
f _{phen_f}	параметризация отсутствует, используйте
	метод фиксированного периода времени
light_a (свет)	0.006
T _{min}	-5°C
T _{opt}	22°C
T _{max}	35°C
VPD _{max}	0.93 кПа
VPD _{min}	3.4 кПа
ΣVPD _{crit}	параметризация отсутствует, опускайте
	алгоритм ΣVPD

<u>Таблица 3.16</u>: Параметры по умолчанию для использования в оценке потока озона у лесных деревьев (для бука). Примечание: данные были пересмотрены с момента первоначальной публикации у Эмберсона и др., (2000а).

SWP _{max}	-0.05 МПа
SWP _{min}	-1.5 МПа

3.5 Расчет превышения основанных на концентрации критических уровней для озона

3.5.1 Этапы расчета превышения АОТХ и CLe_c

Расчет АОТХ для сравнения с величиной CLe_c для заданного типа растительности или вида растения основывается на среднечасовых величинах озона на верхушке полога (см. раздел 3.4.2 об оценке концентрации озона на высоте полога на основе концентрации озона на замеряемой высоте). Для всех дневных часов рассчитывается разность среднечасовой концентрации и X ppb, затем вычисляется сумма всех часовых величин с положительным значением (т.е. со среднечасовыми концентрациями озона выше X ppb) для периода роста рецептора. Расчет проиллюстрирован на рисунке 3.9.

Рекомендуется рассчитывать величины АОТХ для сравнения с CLe_c как среднюю величину за последние пять лет, для которых есть в наличии надежные данные. Для местных и национальных оценок риска может оказаться полезным выбрать год с наивысшим АОТ40 за эти пять лет. В общем, для расчета АОТХ и превышения CLe_c необходимо сделать следующее:

- 1. Определите соответствующие периоды роста рецептора для накопления индекса воздействия.
- 2. Соберите качественные данные по озону для этого периода роста за последние пять лет.
- 3. Подгоните данные высоты измерения к высоте полога, используя соответствующую модель или алгоритм в настоящем Руководстве.
- 4. Рассчитайте индекс АОТХ для каждого из пяти лет.
- 5. Получите среднюю из этих пяти величин АОТХ и сравните с CLe_c рецептора.



<u>Рисунок 3.9</u>: Расчет озона, накопленного выше порога в 40 ppb (АОТ40), в ppb в час для Балингена (6 мая, 1992). АОТ40 для этого дня – 383 ppb в час, рассчитывается как 17 (превышение 40 ppb для 11-го часа) + 35 (12-й час) + 30 (13-й час) + 47 (14-й час) + 51 (15-й час) + 55 (16-й час) + 52 (17-й час) + 51 (18-й час) + 45 (19-й час). Превышение 40 ppb в 20-м часу не включено, т.к. оно произошло после окончания дневного света.

3.5.2 Расчет превышений АОТХ и CLec для сельскохозяйственных культур

	CLe _c	АОТ40 в 3 ррт в час
Сельскохозяйственные		
культуры	Период	3 месяца
	времени	
	Воздействие	Снижение урожайности

Эти критические уровни можно применять только при условии отсутствия ограничений в питательных веществах и влажности почвы (достаточное количество осадков или ирригация).

3.5.2.1 Концентрации озона на высоте полога для сельскохозяйственных культур

Во всех расчетах АОТХ концентрация озона на высоте полога используется и рассчитывается, как описано в разделе 3.4.2. По умолчанию высота полога для сельскохозяйственных культур равна 1 м.

3.5.2.2 Период накопления для сельскохозяйственных культур

Параметры времени для трехмесячного периода накопления у сельскохозяйственных культур должны отражать период активного роста пшеницы и быть оцентрованы относительно середины цветения. Обзор развития озимой пшеницы, проведенный на 13 участках в Европе участниками программы ICP по растительности в 1997 и 1998 годах, показал, что цветение может произойти (самое раннее) 2 мая в Испании и (самое позднее) 3 июля в Финляндии (Миллз и др., 1998). Таким образом, оценка риска воздействий озона на культуры только выиграет, если использовать двигающиеся интервалы времени для отражения более поздних сезонов роста в северной Европе. Для контроля предоставляются сроки, использующиеся по умолчанию для пяти географических регионов (Таблица 3.17).

После установления периода времени превышение АОТ40 и CLe_c можно рассчитать, используя следующие этапы, описанные в разделе 3.5.1.

Регион	Трехмесячный период времени	Возможные по умолчанию страны
Восточное Средиземноморье	1 марта по 31 мая	Албания, Босния и Герцеговина, Болгария, Хорватия, Кипр, Греция, Македония, Мальта, Словения, Турция, Югославия
Западное Средиземноморье	1 апреля по 30 июня	Италия, Португалия, Испания
Центральная континентальная Европа	15 апреля по 15 июля	Армения, Австрия, Азербайджан, Беларусь, Чехия, Франция ¹ , Грузия, Германия, Венгрия, Казахстан, Киргизстан, Лихтенштейн, Молдова, Польша,

<u>Таблица 3.17</u>: Региональная классификация стран для периодов времени по умолчанию, используемых для расчета АОТХ для сельскохозяйственных культур

				Румыния,	Российска	я Федерация,	Словакия,
				Швейцари	я, Украина		
Центральная Атлантическая Европа	1 мая июля	по	31	Бельгия, Великобри	Ирландия, тания	Люксембург,	Нидерланды,
Северная Европа	1 июня августа	по	31	Дания, Э Исландия,	стония, Фар Латвия, Литва	ерские острова, а, Норвегия, Шве	Финляндия, ция

¹ как средняя между Западным средиземноморьем и центральной Атлантической Европой

3.5.3 Расчет превышения АОТХ и CLec для садовых культур

Садовые	Cle _c	АОТ40 в 6 ррт в час
культуры		
	Период времени	3.5 месяца
Воздействие		Снижение урожайности

Эти критические уровни можно применять только при условии отсутствия ограничений в питательных веществах и влажности почвы (достаточное количество осадков или ирригация).

3.5.3.1 Концентрации озона на высоте полога садовых культур

Во всех расчетах АОТХ концентрация озона на высоте полога используется и рассчитывается, как описано в разделе 3.4.2. По умолчанию высота полога для садовых культур равна 1 м.

3.5.3.2 Период накопления для садовых культур

Так как посев садовых культур неоднократно проводится на протяжении нескольких месяцев во многих средиземноморских регионах, рекомендуется выбирать подходящий для региона 3,5-месячный период между мартом и августом для восточных средиземноморских зон и мартом и октябрем для западных средиземноморских зон, хотя возможно использование и других периодов времени в зависимости от типов местных культур и практики садоводства. Постольку поскольку использование такого критического уровня рекомендуется для средиземноморского региона, будет уместным применять его и для других частей Европы, т.к. несколько культур, использовавшихся для выведения критических уровней, выращиваются и в других областях Европы (рисунок 3.5). Для таких стран подходящий 3,5месячный период необходимо выбирать между апрелем и сентябрем.

После определения периода времени расчет превышения АОТ40 и CLe_c можно рассчитать, как описано в разделе 3.5.1.

3.5.4 Расчет АОТХ_{VPD} и превышения краткосрочного критического уровня для озоновых повреждений

Сельскохозяйственные	CLe _c	VPD-модифицированный АОТ30 в 0.16 ppm в час
и садовые культуры		
	Период	Предыдущие 8 дней
	времени	
	Воздействие	Видимые повреждения листьев

Этот критический уровень представляет риск развития видимого повреждения чувствительных сельскохозяйственных и садовых культур. Если величины VPD недоступны, можно взять величину AOT30 в качестве индикатора потенциального риска видимого повреждения без модификации концентраций озона. Однако на больших территориях Европы VPD обычно вызывает существенное ограничение устьичной проводимости в течение сезона роста в ситуациях с увеличенными концентрациями озона.

Индекс АОТХ_{VPD} рассчитывается через часовые величины концентрации озона, выраженные в ppb на высоте вершины полога (см. раздел 3.4.2). В качестве величины по умолчанию для сельскохозяйственных и садовых культур используется высота в 1 м. Каждая часовая концентрация озона [O₃] умножается на часовой фактор f_{vpd} , отражающий влияние VPD на устьичную проводимость, для получения часовых модифицированных концентраций озона [O₃]_{VPD}:

$$[O_3]_{VPD} = f_{vpd} * [O_3]$$
 [3.24]
где:
 $f_{vpd} = 1$ если VPD < 1.1 кПа
 $f_{vpd} = -1.1 * VPD + 2.2$ если 1.1 кПа \leq VPD \leq 1.9 кПа
 $f_{vpd} = 0.02$ если VPD > 1.9 кПа

Расчет VPD описан в литературе (напр., Джонс, 1992).

В случае краткосрочного критического уровня озоновых повреждений X, выраженный в AOTX_{VPD}, равен 30 ppb. AOT30_{VPD} получается путем вычитания 30 ppb из каждого часового $[O_3]_{VPD} > 30$ ppb, и последующего суммирования полученных величин. Таким образом, величины $[O_3]_{VPD} \le 30$ ppb не вносят вклад в AOT30_{VPD}. Для определения потенциального риска видимых повреждений AOT30_{VPD} рассчитывается для периода в восемь дней и выражается в ppm в час. Если AOT30_{VPD} на восьмой день превышает CLe_c для озоновых повреждений, то их появление вероятно. Важно, чтобы период, за который рассчитывается величина AOT30_{VPD}, был совместим с периодом активного роста и абсорбции озона соответствующего рецептора. Величина AOT30_{VPD} рассчитывается с использованием восьмидневных периодов в течение сезона.

3.5.5 Расчет АОТХ и превышения CLe_c для (полу-) естественной растительности

(Полу-)	Параметр	АОТ40 в 3 ррт в час
естественная		
растительность	Период	3 месяца (или сезон роста, если он короче)
	времени	
	Воздействие	Снижение роста у многолетних растений и снижение
		роста и/или производства семян у однолетних видов.

Показанный выше основанный на концентрации критический уровень необходимо применять ко всей (полу-) естественной растительности.
3.5.5.1 Концентрация озона на высоте полога

Необходимо рассчитывать величину АОТ40 как концентрацию на высоте полога, используя информацию раздела 3.4.2. Функции преобразования для этого расчета, основанные на моделях отложения, зависят от ряда факторов, которые могут систематически меняться от категории к категории EUNIS (описаны в разделе 3.5.5.3). Сюда включены высота полога и индекс поверхности листа (как естественные колебания, так и результат вмешательства) и переменные окружающей среды, такие как дефицит давления паровой воды и почвенной влаги. В отсутствие подобной информации рекомендуется по умолчанию использовать факторы преобразования для коротких лугов, описанные в разделе 3.4.2.

3.5.5.2 Временные окна для расчета АОТ40 (полу -) естественной растительности

В идеале для учета различных периодов роста однолетних и многолетних видов на территории различных регионов Европы, при картировании необходимо использовать переменное временное окно. АОТ40 рассчитывается для первых трех месяцев сезона роста. Начало сезона роста можно определить, используя:

- 1. подходящие фенологические модели;
- 2. информацию местных и национальных специалистов; и
- 3. таблицу данных, используемых по умолчанию, представленную ниже (таблица 3.18).

Для небольшого числа видов сезон роста может продолжаться менее трех месяцев. В таких случаях величины АОТ40 необходимо рассчитывать для сезона роста, определяемого при помощи соответствующей местной информации.

После определения периода времени можно рассчитать превышения АОТ40 и CLe_c, следуя действиям, описанным в разделе 3.5.1.

<u>Таблица 3.18</u>: Время (по умолчанию) начала и окончания окон воздействия озона для (полу-) естественной растительности. Примечание: классификация стран по регионам предложена в таблице 3.17.

Регион	Начало	Окончание
Восточное Средиземноморье *	1 марта	31 мая
Западное Средиземноморье *	1 марта	31 мая
Центральная континентальная Европа	1 апреля	30 июня
Центральная Атлантическая Европа	1 апреля	30 июня
Северная Европа	1 мая	31 июля

*Примечание: Для гористых местностей с высотой над уровнем моря >1500м используйте окно

с 1 апреля по 30 июня.

3.5.5.3 Картирование групп (полу-) естественной растительности, подвергаемых риску превышения критического уровня

Для более детального картирования групп вероятной чувствительности к озону для предварительной идентификации тех типов лугов, для которых критический уровень подтвержден экспериментальными данными, можно использовать классификацию EUNIS (Европейской информационной системы по природе, см.

http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/Eunis/). Классы EUNIS, для которых существуют доказательства достоверности их критических уровней, следующие:

- Е1: Сухие луга
- Е2: Мезонные луга
- ЕЗ: Сезонно-влажные и влажные луга
- Е7.3: Деэса

Кроме того, по докладам о серьезных видимых повреждениях в поле, к вероятно чувствительной можно отнести следующую категорию EUNIS:

Е5: Кромки и опушки лесов и ареалы крупноразнотравников

Внутри этих категорий к чувствительным можно отнести их дальнейшие подразделения, основываясь на составе видов, напр. наличии высокой доли бобовых. На данном этапе, однако, нет никаких рекомендаций по картированию подразделений категорий EUNIS.

3.5.6 Расчет превышения АОТХ и CLe_c для лесных деревьев

Лесные деревья	CLe _c	АОТ40 в 5 ррт в час
	Период	Сезон роста
	времени	
	Воздействие	Снижение роста

3.5.6.1 Концентрации озона на высоте полога

В расчете АОТ40 важно опираться на концентрации озона на вершине полога, как описано в разделе 3.4.2. По умолчанию высота полога для лесных деревьев равна 20 м.

3.5.6.2 Временное окно для расчета воздействия озона на лесные деревья

Для настоящего Руководства окно воздействия для накопления АОТ40 по умолчанию предлагается равным периоду с 1 апреля по 30 сентября для всех лиственных и вечнозеленых видов на всей территории Европы. Этот период не принимает в расчет высотные колебания, поэтому может служить лишь индикатором. Важно также отметить, что его стоит использовать только там, где местная информация недоступна. При разработке местных окон воздействия необходимо использовать следующие определения:

- Начало сезона роста лиственных видов: время начала бурного роста по всей глубине кроны.
- Прекращение сезона роста для лиственных видов: появление первых признаков осенней перемены цвета.
- Начало сезона роста у вечнозеленых видов: ночная температура выше -4°С в течение 5 дней: если не падает ниже -4°С, окно воздействия продолжается.
- Прекращение сезона роста для вечнозеленых видов: ночная температура ниже 4°С в течение 5 дней: если не падает ниже -4°С, окно воздействия продолжается.

После определения периода времени можно рассчитать превышение АОТ40 и CLe_c, выполняя действия, описанные в разделе 3.5.1.

Приложение 1: Подход к оценке риска для лесных деревьев на основе максимальной допустимой концентрации озона

Примечание: Этот метод нельзя использовать с европейским масштабом, а также для оценки экономического эффекта

Существует второй условный подход для применения к оценкам на национальном уровне, использующий альтернативный основанный на концентрации индикатор потенциального риска. Подход с точки зрения максимально допустимой концентрации озона (МРОС -Maximum Permissible Ozone Concentration: см. подробное описание методологии у Грюнхаге и др., 2001; Краузе и др., 2003) – в большей степени является качественным индикатором, затрагивающим целый ряд существенных вариантов реакции (включая рост и физиологию) на концентрацию озона выше полога на протяжении различных периодов времени. Этот метод нельзя использовать для картирования информации с европейским масштабом. Использование данных об эффектах МРОС за более продолжительные периоды времени позволяет определить, что верхний и нижний предел воздействий, описанных в литературе, являются сезонными (апрель – сентябрь) 24-часовыми средними концентрациями озона в диапазоне 25-74 ppb. В отличие от подхода АОТ40, при картировании территорий, где чувствительные рецепторы подвергаются риску выброса озона, подход МРОС не принимает во внимание ограничения окружающей среды (дефицит почвенной влаги, дефицит давления листе/воздухе), накладываемые на воздействия озона, затрагивающие пара В физиологический аспект. Методология основывается на обзоре 22 экспертных публикаций и 50 конкретных наборов данных, включая различное оборудование. Наборы данных, на которых основываются концепции, охватывают ряд видов и территорий Европы; виды, часто встречающиеся в южной Европе и средиземноморском регионе, представлены отдельно. Методология была подтверждена только для территорий Германии, а наборы данных, опубликованные после 1999 года, не были включены в текущий анализ, поэтому предлагается принять этот подход как дополнительный основанный на концентрации индекс для картирования потенциального риска при национальных оценках, и не использовать его для оценок экономических потерь от выбросов озона. Дальнейшее утверждение и развитие методологии может иметь место в рамках программы ІСР по лесам.

Приложение 2: Рекомендации относительно оценки воздействия озона на растительность с использованием моделей, описанных в настоящей главе

Критические уровни и методы, описанные для озона в этой главе, были подготовлены ведущими европейскими экспертами на основе имеющихся знаний по воздействию озона на растительность, и, таким образом, представляют собой «сегодняшний уровень знаний». Как описано в настоящей главе, все индикаторы воздействий озона основаны на накоплении озона (или как концентрации, или как устьичного потока) выше заранее определенного порога за конкретный период времени. Научная база под критические уровни озона подводится в разделе 3.3. Различные методы можно применять для различных задач. Для простоты использования в настоящем приложении собраны включенные в главу предложения по их применению для интегрированного моделирования и, где возможно, для оценки экономического воздействия. В общем, считается, что основанный на потоке подход уместен для оценки как риска ущерба, так и размера ущерба, в то время как основанный на концентрации подход, как правило, уместно применять для обозначения риска ущерба. Этапы расчета превышения схематично проиллюстрированы на рисунке 3.1 раздела 3.2.4., там же даны ссылки на соответствующие разделы.

Потеря урожайности у сельскохозяйственных культур: Модели, основанные на устьичном потоке пшеницы или картофеля, используют AF_{st}6 как параметр озона (раздел 3.4.5) и

предоставляют лучший из доступных методов для оценки воздействий озона на культуры. Воздействиям можно дать различную количественную оценку, кроме всего прочего, через оценку риска ущерба, замеряемую как территорию превышения основанного на потоке критического уровня, или через оценку снижения урожайности, проводимую при помощи функций устьичных потоков (уравнения 3.1 и 3.2), которые также можно использовать и для оценки экономических потерь. Риск ущерба для сельскохозяйственных культур можно также оценить и при помощи основанных на АОТ40 критических уровней (раздел 3.5.2), используя трехмесячные интервалы для пяти европейских климатических зон (таблица 3.17, раздел 3.5.2.2) и высоту полога в 1 м (раздел 3.5.2.1). Основанный на АОТ30 критический уровень для сельскохозяйственных культур был определен в разделе 3.3.1.3, его также можно использовать в интегрированном моделировании для определения риска ущерба. Однако, методы АОТ40 и АОТ30 не учитывают влияния климатических условий на поток озона, имея, таким образом, и большую связанную с ними неопределенность. Методы, представленные здесь, позволяют давать качественную оценку прямого воздействия на потерю урожайности и соответствующих экономических величин для двух сельскохозяйственных культур (пшеницы и картофеля). Стоит, однако, признать, что глубокая экономическая оценка воздействия на культуры должна включать в себя непосредственное (напр., урожайность, повреждения) так же, как и опосредованное воздействие (напр., на вредителей и заболевания) и связанные с этим неясности для ряда культур, включая пшеницу и картофель.

Потеря урожайности у садовых культур: Единственная в настоящее время доступная возможность заключается в определении риска ущерба превышения основанного на АОТ40 критического уровня для садовых культур (раздел 3.5.3). Необходимо использовать высоту полога, равную 1 м (раздел 3.5.3.1), а также временной интервал в 3.5 месяца для предложенных климатических зон (раздел 3.5.3.2).

Видимые повреждения сельскохозяйственных и садовых культур: Используйте модифицированные при помощи VPD критические уровни АОТ30 (АОТ30_{VPD}) для оценки частоты риска озоновых повреждений за 8-дневные периоды (раздел 3.5.4) при высоте полога в 1 м. Если ежечасовые данные VPD отсутствуют, в качестве альтернативы можно использовать основанные на АОТ30 критические уровни, допуская при этом более высокую степень неопределенности.

(Полу-) естественная растительность: На настоящем этапе единственной доступной возможностью является определение риска ущерба (снижение роста или производства семян) через превышение основанного на АОТ40 критического уровня для полуестественной растительности (раздел 3.5.5) с использованием 3-месячного временно́го интервала для пяти климатических зон, как показано в таблице 3.18, и при высоте полога в 0,5 м.

Лесные деревья: Риск повреждения (снижения роста) лесных деревьев можно определить через превышение основанного на АОТ40 критического уровня для лесных деревьев (раздел 3.5.6) на сезон роста (апрель – сентябрь) при высоте полога в 20 м. В разделе 3.3.3 был также определен и основанный на АОТ30 критический уровень для лесных деревьев, который также можно использовать в интегрированном моделировании для определения риска ущерба. Условный основанный на потоке критический уровень для лесных деревьев был представлен в разделе 3.4.6, однако, на настоящем этапе его нельзя использовать для интегрирования. Методы для лесных деревьев, описанные в настоящей главе, необходимо использовать только для определения риска ущерба как области превышения критического уровня. Методы нельзя использовать для количественной оценки величины воздействия на рост.

Ссылки

- Ali M., Jensen C.R., Mogensen V.O., Andersen M.N. & Hensen I.E. (Али М., Йенсен К.Р., Могенсен В.О., Андерсен М.Н. и Хенсен И.Е.) (1999). Root signalling and osmotic adjustment during intermittent soil drying sustain grain yield of field grown wheat (Корневые сигналы и осмотическое регулирование во время прерывистой поддержки через осушение почвы при полевом выращивании пшеницы). Field Crops Research (Исследование полевых культур) 62, 35-52.
- Araus, J.L., Tapia, L. & Alegre, L. (Араус Й.Л., Тапиа Л и Алегре Л.) (1989). The effect of changing sowing date on leaf structure and gas exchange characteristics of wheat flag leaves grown under Mediterranean climate conditions (Влияние изменения даты сева на структуру листа и характеристики обмена газа во кроющих листьях пшеницы, выращенной в условиях средиземноморского климата). Journal of Experimental Воtany (Журнал экспериментальной ботаники) 40 (215), 639-646.
- Ashmore, M.R. & Ainsworth, N. (Эшмор М.Р. и Эйнсворт Н.) (1995). The effect of ozone and cutting on the species composition of artificial grassland communities (Влияние озона и вырубки на видовой состав искусственных лугов). *Functional Ecology* (Функциональная экология) 9, 708-712.
- Ashmore, M.R. & Davison, A.W. (Эшмор М.Р. и Дэвисон А.У.) (1996). Towards a critical level of ozone for natural vegetation. In: Kärenlampi, L. & Skärby, L., (eds). (К критическому уровню озона для естественной растительности. По: Кэренлампи Л. и Скэрби Л.) (1996). 58-71.
- Ashmore, M.R., Power, S.A., Cousins, D.A. & Ainsworth, N. (Эшмор М.Р., Пауэр С.А., Куизинз Д.А. и Эйнсворт Н.) (1996). Effects of ozone on native grass and forb species: a comparison of responses of individual plants and artificial communities. In: Kärenlampi L. & Skärby L., (eds). (Воздействие озона на местные виды травы: сравнение реакций конкретных растений и искусственных групп растений. По: Кэренлампи Л. и Скэрби Л.) (1996). 193-197.
- Ashmore, M.R. & Wilson, R.B. (eds). (Эшмор М.Р. и Уилсон Р.Б.) (1993). *Critical levels of Air Pollutants for Europe*. Background Papers prepared for the ECE Workshop on critical levels, Egham, UK, 23-26 March 1992 (*Критические уровни воздушных загрязнителей в Европе*. Сопутствующие документы, подготовленные для семинара ЕСЕ по критическим уровням, Эгхэм, Великобритания, 23-26 марта 1992 года).
- Basu, P.S., Sharma, A., Garg, I.D. & Sukumaran, N.P. (Басу П.С., Шарма А., Гарг И.Д. и Сукумаран Н.П.) (1999). Tuber sink modifies photosynthetic response in potato under water stress (Опускание клубня модифицирует фотосинтетическую реакцию картофеля при водном воздействии). *Environmental and Experimental Botany* (Экологическая и экспериментальная ботаника) 42, 25-39.
- Baumgarten, M., Werner, H., Häberle, K.H., Emberson, L., Fabian, P. & Matyssek, R.
 (Баумгартен М., Вернер Х., Хэберле К.Х., Эмберсон Л., Фабиан П. Матиссек Р.)
 (2000). Seasonal ozone exposure of mature beech trees (*Fagus sylvatica*) at high altitude in the Bavarian forest (Germany) in comparison with young beech grown in the field and in phytotrons (Сезонное воздействие озона на зрелые деревья бука (*Fagus sylvatica*) на большой высоте в баварском лесу (Германия) по сравнению с молодым буком, выращенным в полевых условиях и в фитотронах). *Environmental Pollution (Загрязнение окружающей среды) 109*, 431-442.

- Bender, J., Bergmann, E., Dohrmann, A., Tebbe, C.C. & Weigel, Н.J. (Бендер Й., Бергманн Е., Тебе К.К. и Вигел Х.Й.) (2002). Impact of ozone on plant competition and structural diversity of rhizosphere microbial communities in grassland mesocosms (Влияние озона на конкуренцию растений и структурное разнообразие ризосферных микробных сообществ в луговых мезокосмах). *Phyton (Фитон)* 42, 7-12.
- Benton, J., Fuhrer, J., Sanchez-Gimeno, B., Skärby, L. & Sanders, G. E. (Бентон Й., Фурер Й., Санчес-Гимено Б., Скэрби Л. И Сандерс Г.Е.) (1995). Results from the UN/ECE ICP-Crops indicate the extent of exceedance of the critical levels of ozone in Europe (Результаты от UN/ECE ICP. Как культуры демонстрируют степень превышения критических уровней озона в Европе). Water, Air and Soil Pollution (Загрязнение воды, воздуха и почвы) 85, 1473-1478.
- Bergmann, E., Bender, J., & Weigel, H.J. (Бергман Е., Бендер Й. И Вигел Х.Й.) (1996). Ozone and natural vegetation: Native species sensitivity to different ozone exposure regimes. In: Fuhrer J. & Achermann B, (eds). (Озон и естественная растительность: чувствительность локальных видов к различным режимам воздействия озона. По: Фурер Й. и Акерманн Б.) (1999). 205-209.
- Bermejo, V. (Бермехо В.) (2002). *Efectos del ozono sobre la producción y la calidad de frutos de Lycopersicon esculentum. Modulación por factores ambientales.* Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Universidad Autónoma de Madrid. PhD Thesis.
- Broekhuizen, S. (Броекхуизен С.) (1969). *Atlas of the cereal-growing areas in Europe (Атлас выращивания зерновых в Европе)*. Pudoc, Center for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, The Netherlands (Пудок, Центр публикаций и документов по сельскому хозяйству, Вагенинген, Нидерланды).
- Bunce, J.A. (Бунс Дж.А.) (2000). Responses of stomatal conductance to light, humidity and temperature in winter wheat and barley grown at three concentrations of carbon dioxide in the field (Реакция устьичной проводимости на свет, влажность и температуру озимой пшеницы и ячменя, выращенных в полевых условиях с тремя концентрациями углекислоты). Global Change Biology (Биология глобальных перемен) 6, 371-382.
- Calvo, E. (Калво E.) (2003). Efectos del ozono sobre algunas hortalizas de interés en la cuenca mediterránea occidental. Universitat de Valencia. PhD Thesis.
- Danielsson, Н. (Даниелссон Х.) (2003). *Exposure, uptake and effects of ozone (Воздействие, поглощение и эффекты озона)*. Department of Environmental Science, Göteborg University, Sweden (Отделение экологической науки, университет Гётеборга, Швеция). PhD Thesis (Докторская диссертация).
- Danielsson, H., Pihl Karlsson, G., Karlsson, P.E. & Pleijel, H. (Даниелссон Х., Пихл Карлссон Г., Карлссон П.Е. и Плеийел Х.) (2003). Ozone uptake modelling and flux-response relationships an assessment of ozone-induced yield loss in spring wheat (Моделирование поглощения озона и отношение реакции потока оценка вызванной озоном потери урожайности у яровой пшеницы). *Atmospheric Environment (Атмосферная экология) 37*, 475-485.
- Dwelle, R.B., Hurley, P.J., & Pavek, J.J. (Двелле Р.Б., Хёрли П.Дж. и Павек Й.Й.) (1983). Photosynthesis and stomatal conductacne of potato clones (*Solanum tuberosum* L.) (Фотосинтез и устьичная проводимость клонов картофеля). *Plant Physiology* (Физиология растений) 72, 172-176.
- Emberson, L.D. (Эмберсон Л.Д.) (1997). *Defining and mapping relative potential sensitivity of European vegetation to ozone (Определение и картирование потенциальной*

чувствительности европейской растительности к озону). Imperial College, University of London (Имперский колледж, Лондонский университет). PhD Thesis (Докторская диссертация).

- Emberson, L.D., Ashmore, M.R., Cambridge, H.M., Simpson, D. & Tuovinen, J.-P. (Эмберсон Л.Д., Эшмор М.Р., Кэмбридж Х.М., Симпсон Д. и Туовинен Й.-П.) (2000a).
 Modelling stomatal ozone flux across Europe (Моделирование устьичного потока озона на территории Европы). Environmental Pollution (Загрязнение окружающей среды) 109, 403-413.
- Emberson, L., Simpson, D., Tuovinen, J.-P., Ashmore, M.R., & Cambridge, H.M. (Эмберсон Л.Д., Симпсон Д., Туовинен Й.-П., Эшмор М.Р. и Кэмбридж Х.М.) (2000b). Towards a model of ozone deposition and stomatal uptake over Europe (К модели отложения и устьичного поглощения озона на территории Европы). EMEP MSC-W Note (Запись) 6/2000.
- Franzaring, J., Tonneijck, A.E.G., Kooijman, A.W.N. & Dueck, T.A. (Францаринг Й., Тоннеийк A.E.Г., Кооийман А.В.Н и Дуек Т.А.) (2000). Growth responses to ozone in plant species from wetlands (Реакция роста на озон у растительных видов на заболоченных территориях). Environmental and Experimental Botany (Экологическая и экспериментальная ботаника) 44, 39-48.
- Fuhrer, J., Ashmore, M.R., Mills, G., Hayes, F. & Davison, A.W. (Фурер Й., Эшмор М.Р., Миллз Г., Хэйз Ф. и Дэвисон А.У.) (2003). Critical levels for semi-natural vegetation. In: Karlsson, P.E., Selldén, G. & Pleijel, H., (eds). (Критические уровни для полуестественной растительности. По: Карлссон П.Е., Селлвен Г. и Плеийел Х.) (2003а).
- Fuhrer, J. (Фурер Й.) (1995). Integration of the ozone critical level approach in modelling activities (Интеграция подхода с точки зрения критических уровней озона к работам по моделированию). Background paper to the EMEP Workshop on the Control of Photochemical Oxidants over Europe, 24-27 October 1995 in St. Gallen, Switzerland. Federal Office of Environment, Forest and Landscape, Berne (Документы семинара EMEP по контролю фотохимических окислителей на территории Европы, 24-27 октября 1995 года в Ст.Галлене, Швейцария. Федеральная служба окружающей среды, Леса и Ландшафта, Берн).
- Fuhrer, J. (Фурер Й.) (1994). The critical level for ozone to protect agricultural crops An assessment of data from European open-top chamber experiments. In: Fuhrer J. & Achermann, B., (eds). (Критический уровень озона и защита сельскохозяйственных культур оценка данных европейских экспериментов с камерами с открытым верхом. По: Фурер Й и Акерманн Б.) (1994). 42-57.
- Fuhrer, J. & Achermann, B., (eds). (Фурер Й. и Акерманн Б.) (1999). Critical Levels for Ozone Level II (Критические уровни озона – уровень II). Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, Berne. Environmental Documentation No. 115 (Швейцарское агентство по вопросам окружающей среды, лесов и ландшафта, Берн. Документация по окружающей среде №115).
- Fuhrer, J. & Achermann, B., (eds). (Фурер Й. и Акерманн Б.) (1994). *Critical Levels for Ozone (Критические уровни озона)*. UNECE Workshop Report (Отчет для семинара ЭКЕ ООН), Schriftenreihe der FAC Berne-Liebefeld.
- Fuhrer, J., Skärby, L. & Ashmore, M.R. (Фурер Й., Скэрби Л. и Эшмор М.Р.) (1997). Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe (Критические уровни для воздействия озона на растительность в Европе). Environmental Pollution (Загрязнение окружающей среды) 97 (1-2), 91-106.

- Gelang, J., Pleijel, H., Sild, E., Danielsson, H., Younis, S., & Sellden, G. (Геланг Й., Плеийел Х., Силд Е., Даниелссон Х., Юнис С. И Селлден Г.) (2000). Rate and duration of grain filling in relation to flag leaf senescence and grain yield in spring wheat (*Triticum aestivum*) exposed to different concentrations of ozone (Степень и продолжительность наполнения зерна в отношении к увяданию кроющего листа и созреванию зерна у яровой пшеницы (*Triticum aestivum*), испытывающей воздействие различных концентраций озона). *Physiologia Plantarum (Физиология растений) 110,* 366-375.
- Gimeno, B.S., Bermejo, V., Sanz, J., De La Torre, D. & Gil, J.M. (Гимено Б.С., Бермехо В., Санс Х., Де Ла Торе Д и Гил Х.М.) (2003a). Ambient ozone levels induce adverse effects on the flower production of three clover species from Iberian Rangelands. In: Karlsson, P.E., Selldén, G. & Pleijel, H., (eds). (Уровни озона в окружающей среде вызывают неблагоприятные эффекты на производство цветков у трех видов клевера иберских (испанских) пастбищ) (2003a).
- Gimeno, B.S., De la Torre, D., Gonzalez, A., Lopez, A., Serra, J. (Гимено Б.С., Де ла Торе Д., Гонсалес А., Лопес А., Серра Х.) (2003b). Determination of weighting factors related with soil water availability to assess ozone impact on Mediterranean wheat crops (*T. aestivum* L.). In: Karlsson, P.E., Selldén, G. & Pleijel, H., (eds). (Определение фактора взвешивания в отношении доступности почвенной воды для оценки влияния озона на средиземноморские культуры пшеницы (*T. aestivum* L.). По: Карлссон П.Е., Селлден Г и Плеийел Х.) (2003а).
- Gimeno, B.S. Bermejo, V., Sanz, J., de la Torre, D. & Gil, J.M. (Гимено Б.С., Бермехо В., Санс Й. Де ла Торе Д. и Гил Х.М.) (2004). Assessment of the effects of ozone exposure and plant competition on the reproductive ability of three therophytic clover species from Iberian pastures (Оценка эффектов от воздействия озона и конкуренции растений на репродуктивную способность трех однолетних видов клевера на иберийских (испанских) пастбищах). *Atmospheric Environment (in press) (Атмосферная экология (в прессе)).*
- Gollan, T., Passioura, J.B. & Munns, R. (Голлан Т., Пассиура Й.Б. и Муннз Р.) (1986). Soil water status effects the stomtal conductance of fully turgid wheat and sunflower leaves (Влияние состояния почвенной влаги на устьичную проводимость полностью набухшей пшеницы и листьев подсолнечника). Australian Journal of Plant Physiology (Австралийский журнал физиологии растений) 13, 459-464.
- Grünhage, L., Krause, G.H.M., Köllner, B., Bender, J., Weigel, H.-J., Jäger, H.-J. & Guderian, R. (Грюнхаге Л., Краузе Г.Х.М., Кёлльнер Б., Бендер Й., Вигел Х.-Й, Йэгер Х.-Й и Гудериан Р.) (2001). A new flux-orientated concept to derive Critical Levels for ozone to protect vegetation (Новая поточно-ориентированная концепция выведения критических уровней озона для защиты растительности). *Environmental Pollution (Загрязнение окружающей среды)* 111, 355-362.
- Gruters, U., Fangmeier, A. & Jager, H.-J. (Грутерс У., Фангмайер А. и Йагер Х.-Й.) (1995). Modelling stomatal responses of spring wheat (*Triticum aestivum* L. cv. Turbo) to ozone at different levels of water supply (Моделирование устьичной реакции яровой пшеницы (*Triticum aestivum* L. cv. Turbo) на озон при разных уровнях запасов воды). *Environmental Pollution (Загрязнение окружающей среды)* 87, 141-149.
- Hassan, I.A., Bender, J. & Weigel, H.J. (Хассан И.А., Бендер Й. и Вигел Х.Й.) (1999). Effects of ozone and drought stress on growth, yield and physiology of tomatoes (*Lycopersicon esculentum* Mill. Cv. Baladey) (Эффекты стрессов озона и засухи на рост, урожайность и физиологию томатов (*Lycopersicon esculentum* Mill. Cv. Baladey)). *Gartenbauwissenschaft* 64, 152-157.

- Hodges, T. & Ritchie, J. (Ходжес Т. и Ритчи Дж.) (1991). The CERES-Wheat phenology model. In: Hodges, T. (ed.) (Фенологическая модель пшеницы CERES. По: Ходжес Т.). *Predicting crops phenology (Предвидение фенологии культур)*. CRC Press, Boca Raton, FL. 131-141.
- Jeffries, R.A. (Джеффриз Р.А.) (1994). Drought and chlorophyll fluorescence in field-grown potato (*Solanum tuberosum*) (Флюоресценция, вызванная засухой и хлорофиллом у картофеля (*Solanum tuberosum*), выращенного в полевых условиях). *Physiologia Plantarum (Физиология растений) 90*, 93-97.
- Jones, H.G. (Джонс Х.Г.) (1992). Plants and microclimate. A quantitative approach to environmental plant physiology (Растения и микроклимат. Количественный подход к экологической физиологии растений). (2nd ed.) (2-е издание) Cambridge University Press, Cambridge.
- Kärenlampi, L. & Skärby, L., (eds). (Кэренлампи Л. и Скэрби Л.) (1996). Critical levels for ozone in Europe: testing and finalising the concepts (Критические уровни озона в Европе: тестирование и доводка концепций). UNECE Workshop Report. University of Kuopio, Department of Ecology and Environmental Science (Доклад на семинаре ЭКЕ ООН. Университет Куопио, отделение экологии окружающей среды).
- Karlsson, P.E., Selldén, G. & Pleijel, H., (eds). (Карлссон П.Е., Селлден Г. и Плеийел Х.) (2003a). Establishing Ozone Critical Levels II (Определение критических уровней озона II). UNECE Workshop Report (Доклад на семинаре ЭКЕ ООН). IVL report (отчет) В 1523. IVL Swedish Environmental Research Institute, Gothenburg, Sweden (Шведский институт исследований окружающей среды, Гётеборг, Швеция). http://www.ivl.se
- Karlsson, P.E., Uddling, J., Braun, S., Broadmeadow, M., Elvira, S., Gimeno, B.S., Le Thiec, D., Oksanen, E., Vandermeiren, K., Wilkinson, M. & Emberson, L. (Карлссон П.Е., Уддлинг Й., Браун С., Броудмедоу М., Элвира С., Гимено Б.С., Ле Тик Д., Оксанен Е., Вандермайрен К., Уилкинсон М. и Эмберсон Л.) (2003b). New Critical Levels for Ozone Impact on Trees Based on AOT40 and Leaf Cumulated Uptake of Ozone. In: Karlsson, P.E., Selldén, G. & Pleijel, H., (eds). (Новые критические уровни воздействий озона на деревья, основанные на АОТ40 и накопленном впитывании озона листьями. По: Карлссон П.Е., Селлден Г. и Плеийел Х.) (2003a).
- Karlsson, P.E., Uddling, J., Braun, S., Broadmeadow, M., Elvira, S., Gimeno, B.S., Le Thiec, D., Oksanen, E., Vandermeiren, K., Wilkinson, M. & Emberson, L. (Карлссон П.Е., Уддлинг Й., Браун С., Броудмедоу М., Элвира С., Гимено Б.С., Ле Тик Д., Оксанен Е., Вандермайерен К., Уилкинсон М. и Эмберсон Л.) (2004). New critical levels for ozone effects on young trees based on АОТ40 and simulated cumulative leaf uptake of ozone (Новые критические уровни воздействий озона на молодые деревья, основанные на АОТ40 и симулированном накопленном впитывании озона листьями). Atmospheric Environment (in press) (Атмосферная экология (в прессе)).
- Klumpp, A., Ansel, A., Klumpp, G., Belluzzo, N., Calatayud, V., Chaplin, N., Garrec, J.P., Gutsche, H.-J., Hayes, M., Hentze, H.-W., Kambezidis, H., Laurent, O., Peñuelas, J., Rasmussen, S., Ribas, A., Ro-Poulsen, H., Rossi, S., Sanz, M.J., Shang, H., Sifakis, N. & Vergne, P. (Клумпп А., Ансел А., Клумпп Г., Белуццо Н., Калатаюд В., Чаплин Н., Гаррек Й.П., Гутче Х.-Й., Хэйз М., Хентце Х.-В., Камбезидис Х., Лоран О., Пеньюэлас Х., Расмуссен С., Рибас А., Ро-Поулсен Х., Росси С., Санс М.Х., Шанг Х., Сифакис Н. и Вернье П.) (2002). EuroBionet: A pan-European biominotoring network for urban air quality assessment (ЕвроБионет: Всеевропейская биомониторинговая сеть оценок качества городского воздуха). Environmental Science and Pollution Research (Исследование окружающей среды и загрязнений) 9, 199-203.

- Korner, C., Scheel, J.A. & Bauer, H. (Корнер К., Шил Дж. А. и Бауэр Х.) (1979). Maximum leaf diffusive conductance in vascular plants (Максимальная диффузивная проводимость листьев у васкулярных растений). *Photosynthetica (Фотосинтетика) 13 (1)*, 45-82.
- Krause, G.H.M., Kollner B. & Grünhage L. (Краузе Г.Х.М., Колльнер Б и Грюнхаге Л.) (2003). Effects of ozone on European forest tree species – a concept of local risk evaluation within ICP-Forests. In: Karlsson, P.E., Selldén, G. & Pleijel, H., (eds). (Воздействие озона на виды европейских лесных деревьев – концепция оценки локального риска в рамках программы ICP по лесам. По: Карлссон П.Е., Селлден Г. и Плеийел Х.) (2003а).
- Ku, S.-B., Edwards, G.E. & Tanner, C.B. (Ку С.-Б., Эдвардс Г.Е. и Таннер К.Б.) (1977). Effects of light, carbon dioxide and temperature on photosynthesis, oxygen inhibition of photosynthesis, and transpiration in *Solanum tuberosum* (Эффекты воздействия света, углекислоты и температуры на фотосинтез, кислородное сдерживание фотосинтеза и испарение у *Solanum tuberosum*). *Plant Physiology (Физиология растений) 59*, 868-872.
- Machado, E.C. & Lagôa, A.M.M.A. (Мачадо Е.К. и Лагоа А.М.М.А.) (1994). Trocas gasosas e condutancia estomatica em tres especies de gramineas. *Bragantia Campinas 53 (2)*, 141-149.
- Manninen, S., Siivonen, N., Timonen, U. & Huttunen S. (Маннинен С., Сиивонен Т., Тимонен У и Хуттунен С.) (2003). Differences in ozone response between two Finnish wild strawberry populations (Различия в реакции на озон между двумя популяциями дикой земляники в Финляндии). Environmental and Experimental Botany (Экологическая и экспериментальная ботаника) 49, 29-39.
- Marshall, B. & Vos, J. (Маршалл Б. и Вос Й.) (1991). The relationship between the nitrogen concentration and photosynthetic capacity of potato (*Solanum tuberosum* L.) leaves (Отношение между концентрацией озона и способностью к фотосинтезу у листьев картофеля (*Solanum tuberosum* L.). *Annals of Botany (Анналы ботаники)* 68, 33-39.
- McLean, D.C. & Schneider, R.E. (МакЛин Д.С. и Шнайдер Р.Е.) (1976). Photochemical Oxidants in Yonkers, New York: Effects on Yield of Bean and Tomato (Фотохимические окислители в Йонкерсе, шт. Нью-Йорк: воздействие на бобы и томаты). Journal of Environmental Quality (Журнал экологического качества) 5, 75-78.
- McNaughton, K.G. & Van der Hurk, B.J.J.M. (МакНотон К.Г. и Ван дер Хурк Б.Й.Й.М.) (1995). 'Lagrangian' revision of the resistors in the two-layer model for calculating the energy budget of a plant canopy («Лагранжевский» пересмотр факторов сопротивления в двухслойной модели для расчета энергетического бюджета полога растения). *Boundary Layer Meteor (Memeop приграничного слоя)* 74, 261-288.
- Mills, G.E. & Ball, G.R. (Миллз Г.Е. и Болл Г.Р.) (1998). Annual Progress Report for the ICP-Crops (September 1997-August 1998) (Ежегодный доклад о прогрессе культур ICP (сентябрь 1997 – август 1998)). ICP-Crops Coordination Centre, CEH Bangor, UK (Координационный центр по культурам, CEH Бангор, Великобритания).
- Mills, G., Holland, M., Buse, A., Cinderby, S, Hayes, F., Emberson, L., Cambridge, H., Ashmore, M. & Terry, A. (Миллз Г., Холланд М., Бьюз А., Синдерби С., Хэйз Ф., Эмберсон Л.Д., Кэмбридж Х., Эшмор М. и Терри А.) (2003). Introducing response modifying factors into a risk assessment for ozone effects on crops in Europe. In: Karlsson, P.E., Selldén, G. & Pleijel, H., (eds). (Введение модифицирующих факторов реакции в оценку риска воздействий озона на культуры в Европе. По: Карлссон П.Е., Селлден Г. и Плеийел Х.) (2003а).

- Morgan, J.A. (Морган Дж. А.) (1984) Interaction of water supply and N in wheat (Взаимодействие снабжения воды и N у пшеницы). *Plant physiology (Физиология растений)* 76, 112-117.
- Novak K., Skelly J.M., Schaub M., Kräuchi N., Hug C., Landolt W. & Bleuler, P. (Новак К., Скелли Дж.М., Шауб М., Крэйчи Т., Хаг К., Лэндольт У. и Блойлер П.) (2003). Ozone air pollution and foliar injury development on native plants of Switzerland (Загрязнение воздуха озоном и развитие повреждений листвы у растений, произрастающих в Швейцарии). *Environmental Pollution (in press) (Загрязнение окружающей среды (в прессе))*.
- Nussbaum, S., Geissmann, M., & Fuhrer, J. (Нуссбаум С., Гейссманн М. и Фурер Й.) (1995). Ozone exposure-response relationships for mixtures of perennial ryegrass and white clover depend on ozone exposure patterns (Взаимоотношение воздействия-реакции для смесей многолетнего плевела и белого клевера в зависимости от типов воздействия озона). Atmospheric Environment (Атмосферная экология) 29(9), 989-995.
- Oshima, R.J., Taylor, O.C., Braegelmann, P.K. & Baldwin, D.W. (Ошима Р.Й., Тэйлор О.К., Брэгелманн П.К. и Болдуин Д.У.) (1975). Effect of ozone on the yield and plant biomass of a commercial variety of tomato (Воздействие озона на урожай и биомассу растений нескольких разновидностей томатов, выращиваемых на продажу). Journal of Environmental Quality (Журнал экологического качества) 4, 463-464.
- Peterson, R.F. (Петерсон Р.Ф.) (1965). Wheat: Botany, cultivation, and utilization (Пшеница: ботаника, возделывание и употребление). Leonard Hill Books, London.
- Pihl Karlsson, G., Karlsson, P.E., Danielsson, H. & Pleijel, H. (Пихл Карлссон Г., Карлссон П.Е., Даниелссон Х. и Плеийел Х.) (2003). Clover as a tool for bioindication of phytotoxic ozone 5 years of experience form Southern Sweden consequences for the short-term Critical Level (Клевер как инструмент биоиндикации фототоксичного озона 5-летний опыт южной Швеции последствия для краткосрочного критического уровня). Science of the Total Environment (Наука общей окружающей среды). 301/1-3, 205-213.
- Pihl Karlsson, G., Soja, G., Vandermeiren, K., Karlsson, P.E. & Pleijel, H. (Пихл Карлссон Γ., Сойа Г., Вандермайерн К., Карлссон П.Е. и Плеийел Х.) (2004). Test of the short-term Critical Levels for acute ozone injury on plants – improvements by ozone uptake modelling and the use of an effect threshold (Тестирование краткосрочного критического уровня для точного наблюдения повреждения растений озоном – усовершенствование через модель поглощения озона и использования порога воздействия). Atmospheric Environment, in press (Атмосферная экология, в прессе)
- Pleijel, H. (Плеийел Х.) (1996). Statistical aspects of Critical Levels for ozone. In: Kärenlampi, L. & Skärby, L., (eds). (Статистические аспекты критических уровней для озона. По: Кэренлампи Л. и Скэрби Л.) (1996).
- Pleijel, H., Danielsson, H., Ojanperä, K., De Temmerman, L., Högy, P. & Karlsson, P.E. (Плеийел X., Даниелссон X., Ойанперэ К., Де Теммерман Л., Хёги П. и Карлссон П.Е.) (2003). Relationships between ozone exposure and yield loss in European wheat and potato – A comparison of concentration based and flux based exposure indices. In: Karlsson, P.E., Selldén, G., & Pleijel, H., (eds). (Взаимосвязь между воздействием озона и потерей урожая пшеницы и картофеля на территории Европы – сравнение индексов воздействия, основанных на концентрации и потоке. По: Карлссон П.Е., Селлден Г. и Плеийел Х.) (2003a)

- Pleijel, H., Danielsson, H., Vandermeiren, K., Blum, C., Colls, J. & Ojanperä, K. (Плеийел Х., Даниелссон Х., Вандермайерн К., Блум К., Коллз Дж. и Ойанперэ К.) (2002). Stomatal conductance and ozone exposure in relation to potato tuber yield – results from the European CHIP programme (Устьичная проводимость и воздействие озона в связи с урожаем клубней картофеля – результаты европейской программы CHIP). European Journal of Agronomy (Европейский журнал агрономии) 17, 303-317.
- Power, S.A. & Ashmore, M.R. (Пауэр С.А. и Эшмор М.Р.) (2002). Responses of fen and fen meadow communities to ozone (Реакции болот и болотисто-луговых сообществ на озон). *New Phytologist (Новый фитолог) 156*, 399-408.
- Reinert, R.A., Eason, G. & Barton, J. (Райнерт Р.А., Изон Г. и Бартон Дж.) (1997). Growth and fruiting of tomato as influenced by elevated carbon dioxide and ozone (Рост и плодоношение томатов под влиянием повышенной углекислоты и озона). New Phytologist (Новый фитолог) 137, 411-420.
- Ribas, A. & Peñuelas, J. (Рибас А. и Пеньюэлас Х.) (2003). Biomonitoring of tropospheric ozone phytotoxicity in rural Catalonia (Биомониторинг фитотоксичности тропосферного озона в сельских районах Каталонии). *Atmospheric Environment (Атмосферная экология)* 37, 63-71.
- Skärby, L. & Karlsson, P.E. (Скэрби Л. и Карлссон П.Е.) (1996). Critical levels for ozone to protect forest trees - best available knowledge from the Nordic countries and the rest of Europe. In: Kärenlampi, L. & Skärby, L., (eds). (Критические уровни озона и защита лесных деревьев – лучшие из доступных знаний Северных стран и остальных стран Европы. По: Кэренлампи Л. и Скэрби Л.) (1996).
- Stark, J.C. (Старк Дж. К.) (1987). Stomatal behaviour of potatoes under non-limiting soil water conditions (Устьичное поведение картофеля в условиях неограниченной почвенной воды). American Potato Journal (Журнал об американском картофеле) 64, 301-309.
- Temple, P.J. (Темпл П.Дж.) (1990). Growth and yield responses of processing tomato (*Lycopersicon esculentum*) cultivars to ozone (Рост и реакция урожайности сортов томата (*Lycopersicon esculentum*) на озон). *Environmental and Experimental Botany* (Экологическая и экспериментальная ботаника) 30, 283-291.
- Temple, P.J., Surano, K.A., Mutters. R.G., Bingham, G.E. & Shinn, J.H. (Темпл П.Дж., Сурано К.А., Муттерс Р.Дж., Бингэм Г.Е. и Шинн Й.Х.) (1985). Air Pollution causes moderate damage to tomatoes (Загрязнение воздуха приводит к умеренному повреждению томатов). *California Agriculture (Калифорнийское сельское хозяйство)*, 21-23.
- Tuebner, F. (Туэбнер Ф.) (1985). *Messung der Photosynthese und Transpiration an Weizen, Kartoffel und Sonnenblume*. Diplomarbeit University Bayreuth, West Germany.
- Uddling, J., Pleijel, H. & Karlsson, P.E. (Уддлинг Й., Плеийел Х. и Карлссон П.Е.) (2004). Modelling leaf diffusive conductance in juvenile silver birch, *Betula pendula* (Моделирование диффузивной проводимости листов у молодой серебристой березы, *Betula pendula*). Agricultural and Forest Meteorology (in press) (Сельскохозяйственная и лесная метеорология (в прессе)).
- UNECE. (1988). Final Draft Report of the Critical Levels Workshop, Bad Harzburg, Germany, 14-18 March 1988 (Окончательный черновой доклад семинара по критическим уровням, Бад Гарцбург, Германия, 14-18 марта 1988 года). Available at Federal Environmental Agency Berlin, с/о Dr. Heinz Gregor, Germany (Доступен в федеральном экологическом агентстве Берлина. Др. Хайнц Грегор, Германия).

- UNECE. (1995). Effects of Nitrogen and Ozone (Воздействия азота и озона). Report of the International Cooperative Programmes and the Mapping Program of the Working Group on Effects (Доклад международных программ по сотрудничеству и картированию рабочая группа по воздействиям). EB.AIR/WG.1/R.110
- UNECE. (1996). Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded (Руководство по методологиям и критериям картирования критических уровней/нагрузок и географических зон их превышения). Texte 71/96, Umweltbundesamt, Berlin, Germany.
- Van der Heyden D., Skelly J., Innes J., Hug, C., Zhang J., Landolt W. & Bleuler P. (Ван дер Хейден Д., Скелли Дж., Иннес Дж., Хаг К., Жанг Й., Лэндолт У. и Блойлер П.) (2001). Ozone exposure thresholds and foliar injury on forest plants in Switzerland (Пороги воздействия озона и повреждения листьев лесных деревьев в Швейцарии). *Environmental Pollution (Загрязнение окружающей среды)* 11, 321-331.
- Vos, J., & Groenwald, J. (Вос Дж. и Грёнвальд Дж.) (1989) Characteristics of photosynthesis and conductance of potato canopies and the effects of cultivar and transient drought (Характеристики фотосинтеза и проводимости пологов картофеля и эффектов краткосрочной засухи на культуры). Field Crops Research (Исследование полевых культур) 20, 237-250.
- Vos, J. & Oyarzun, P.J. (Вос Дж. и Ойарзун П.Дж.) (1987). Photosynthesis and stomatal conductance of potato leaves effects of leaf age, irradiance, and leaf water potential (Фотосинтез и устьичная проводимость листьев картофеля эффекты возраста листьев, освещенности и водного потенциала). *Photosynthesis Research (Исследование фотосинтеза)* 11, 253-264.
- Weber, P. & Rennenberg, H. (Уэбер П. и Ренненберг Х.) (1996). Dependency of Nitrogen dioxide (NO₂) fluxes to wheat (*Triticum aestivum* L.) leaves from NO₂ concentration, light intensity, temperature and relative humidity determined from controlled dynamic chamber experiments (Зависимость потоков двуокиси азота (NO₂) в листья пшеницы (*Triticum aestivum* L.) от концентрации, интенсивности освещения, температуры и относительной влажности, определенных в контрольных экспериментах с камерой). *Atmospheric Environment (Атмосферная экология) 30 (17)*, 3001-3009.
- WHO. (2000). Air Quality Guidelines for Europe (Директивы по качеству воздуха в Европе). WHO Regional Publications, No. 91, World Health Organisation, Copenhagen. Доступны по адресу: http://www.who.dk/
- Zadoks, J.C., Chang, T.T. & Konzak, C.F. (Задокс Дж.К., Чанг Т.Т. и Конзак К.Ф.) (1974). A decimal code for the growth stages of cereals (Десятичный код этапов роста зерновых). *Weed Research (Исследование сорняков)14*, 415-421.
- Zhang, J., Xiangzhen, S., Li, B., Su, B., Li, J. & Zhou, D. (Жанг Й., Гзянгжен С., Ли Б., Су Б., Ли Й. и Жоу Д.) (1998). An improved water-use efficiency for winter wheat grown under reduced irrigation (Более эффективное потребление воды для озимой пшеницы, выращенной в условиях пониженной ирригации). Field Crops Research (Исследование полевых культур) 59, 91-9

Руководство по картированию

2004



Разделы 5.1-5.4 перенесены в пересмотренном и дополненном виде из Руководства по картированию 1996 года. Т. Шпрангер (Германия) подготовил вводный раздел 5.1, а Дж. Холл (Великобритания) – раздел 5.2 по эмпирическим критическим нагрузкам. М. Пош составил разделы 5.3 и 5.4 по наземным и водным моделям критических нагрузок для азота и серы. Б. Рейнолдс (Великобритания), С. Огастин (Германия) и Г. Дж. Райндз (Нидерланды) сделали ценные замечания. Выражаем также большую благодарность Дж. Ахерну (Канада) за внимательное прочтение и многочисленные предложения по содержанию Руководства.

Новый раздел 5.5 по критическим нагрузкам для тяжелых металлов подготовлен Г.С. Хётсе (Германия) в тесном сотрудничестве с В. Де Фризом (Нидерланды), Е. Типпингом и Ст. Лофтсом (Великобритания), М. Мейли (Швеция) и Б.Й. Грёненбергом (Нидерланды). Благодарим всех других коллег из экспертной группы по критическим нагрузкам для тяжелых металлов за представленные ими замечания.

www.icpmapping.org

5.1 Введение

Общее определение критической нагрузки таково:

"количественная оценка экспозиции одному или нескольким загрязнителям, ниже которой, согласно нынешнему состоянию знаний, не возникает значительных вредных последствий для определенных чувствительных элементов окружающей среды".

Это определение применимо к различным рецепторам (напр., к наземным экосистемам, грунтовой воде, водным экосистемам и/или здоровью человека). «Чувствительные элементы» могут быть частью или целым некоторой экосистемы или экосистемных процессов развития, в частности, ее структурой и функционированием. Критические нагрузки были определены для нескольких загрязнителей и последствий их отложения.

Критические нагрузки <u>серной и азотной кислотностей</u> для экосистемы были конкретно определены на Скоклостерском семинаре - Skokloster Workshop - как (Nilsson and Grennfelt 1988) *«наивысшее отложение подкисляющих соединений, не вызывающее химических изменений, ведущих к долгосрочным вредным последствиям для структуры и функционирования экосистемы».*

И соединения серы, и соединения азота участвуют в общем кислотном отложении. Кислотное поступление должно рассматриваться в этом балансе независимо от того, вызвано ли оно отложениями S или N. Таким образом, пропорция между серой и азотом может варьировать без изменения кислотной нагрузки (см. подробнее в подразделе 5.3.2).

В дополнение к подкислению, поступления азота могут влиять на эвтрофикацию и на питательный баланс экосистем. Критическая нагрузка азота для питательного баланса определяется как:

«наивысшее отложение азота в виде NH и/или NO¹, ниже которого, согласно нынешнему состоянию знаний, отсутствуют вредные воздействия на структуру и функционирование экосистемы».

Соответственно, критические нагрузки тяжелых металлов имеют подобное же определение.

В основе понятия критической нагрузки лежит идея взвешивания отложений, которым подвержена некая экосистема, относительно способности этой экосистемы к амортизированию поступления (напр., кислотное поступление амортизируется эрозией) или к его удалению из системы (напр., уход азота с уборкой урожая) без вредных последствий внутри или вне системы.

В контексте подхода со множественными загрязнителями и множественными последствиями желательно, чтобы рассматривались по возможности все последствия одновременно. Для эвтрофикации и подкисления это делается при помощи т. наз. функций критической нагрузки. Они описаны подробно в подразделе 5.3.

Критические нагрузки могут определяться либо методами установившегося состояния, либо при помощи динамических моделей с различными степенями сложности. Поскольку критические нагрузки – количественные параметры установившихся состояний, применение динамических моделей с единственной целью выведения критических нагрузок является несколько неадекватным. Однако, если динамические модели применяются для имитации перехода к установившемуся состоянию с целью сравнения с критическими нагрузками, следует позаботиться о том, чтобы версия динамической модели, применяющаяся к установившемуся состоянию, была совместима с моделью критической нагрузки. Динамические модели рассматриваются особо в гл. 6.

 $^{1}NH_{X} = NH_{3} + NH_{4}^{+}; \quad NO_{Y} = NO + NO_{2} + NO_{2}^{-} + NO_{3}^{-}$

5.2 Эмпирические критические нагрузки

5.2.1 Эмпирические критические нагрузки питательного азота

5.2.1.1 Введение

Эмиссии аммиака (NH_x) и окислов азота (NO_y) значительно возросли в Европе во второй половине XX века. В силу переноса этих азотосодержащих соединений на близкие и дальние расстояния отложения атмосферного азота (N) во многих естественных и полуестественных экосистемах заметно увеличились. Наличие питательных веществ является одним из важнейших абиотических факторов, определяющих видовой состав растений в экосистемах. Азот является ограничивающим питательным веществом для роста растения во многих естественных и полуестественных экосистемах, экосистемах, в частности в олиготрофных или мезотрофных средах обитания. Большинство видов растений таких сред приспособлены к условиям скудного питания и способны выживать или успешно конкурировать только на почвах с низким наличием азота. Кроме того, азотный цикл в экосистемах сложен и строго регулируется биологическими и микробиологическими процессами. Таким образом, в результате увеличения отложений переносимых по воздуху азотных загрязнителей возможны многочисленные изменения в росте растений, в межвидовых отношениях и в процессах, связанных с почвой.

Серия событий, возникающая при увеличении поступления азота в некоем районе с изначально низкими фоновыми показателями отложения, очень сложна. Многие экологические процессы взаимодействуют и действуют в различных временных и пространственных масштабах. В результате, в различных естественных и полуестественных экосистемах наблюдается высокая вариативность чувствительности к отложению атмосферного азота. Несмотря на разнообразие последовательностей событий, узнаваемы /известны/ следующие основные «категории» воздействий:

(а) прямая токсичность азотосодержащих газов и аэрозолей для отдельных видов (см. критические уровни N);

(б) накопление азотных соединений, ведущее к увеличению наличия азота и к изменению видового состава;

(в) долгосрочный отрицательный эффект аммония и аммиака;

(г) эффекты подкисления при посредстве почвы;

(д) повышенная чувствительность ко вторичным стрессовым и нарушающим факторам, таким как засуха, мороз, патогены или травоядные.

Недавние экспериментальные данные и полевой опыт практики восстановления экосистем позволяют думать, что, как только происходит процесс изменения видового состава и увеличения азотной минерализации, спонтанное оздоровление растительности возможно только долгое время спустя или при очень активном управляющем вмешательстве, направленном на уменьшения статуса и обращения азота. Это лишний раз подтверждает то, с какой большой осмотрительностью надо устанавливать критические нагрузки, при которых эти крупные изменения в растительном составе и в азотном цикле не происходят.

5.2.1.2 Данные

В рамках Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (Long-range Transboundary Air Pollution, далее – LRTAP) были разработаны эмпирические процедуры установления критических нагрузок при атмосферном отложении азота. Эмпирические критические нагрузки азота для естественных и полуестественных наземных экосистем и сильно увлажненных экосистем были сперва представлены в опорном документе для семинара по

критическим нагрузкам, который проводился в 1992 г. по конвенции LRTAP Комиссии ООН для Европы (ЭКЕ) в г. Лечеберге (Lökeberg), Швеция (Bobbink et al. 1992). После подробного обсуждения перед совешанием и в ходе его предложенные величины были утверждены (Grennfelt and Thörnelöf 1992). Дополнительная информация по периоду с 1992 по 1995 г. была оценена и кратко изложена в обновленном опорном документе (Bobbink et al. 1996) и опубликована в виде Приложения III к предыдущей версии данного Руководства по картированию (UBA 1996). Обновленные критические нагрузки по азоту были обсуждены и приняты на совещании экспертов в декабре 1995 г. в Женеве. Они были использованы также в Директивах по качеству воздуха для Европы (Air Quality Guidelines for Europe, 2^е издание) Всемирной организации здравоохранения (WHO 2000). Стало ясно, что со времени компиляции последних данных середины 90-х гг. появились существенно новые данные и новое понимание влияния азотного отложения на естественные и полуестественные экосистемы. Поэтому в полностью адаптированном опорном документе (Bobbink et al. 2003) произведена оценка новой информации за 1996-2002 гг. по влиянию повышенного азотного отложения на структуру и функционирование естественных и полуестественных экосистем. Обновленные критические азотные нагрузки были обсуждены и единодушно одобрены экспертным совещанием, проведенным согласно Конвенции LRTAP в Берне (Швейцария) в ноябре 2002 г. (Achermann and Bobbink 2003); они приведены в Таблице 5-1.

Подход:

На основании освещенных в целом ряде публикаций изменений, наблюдавшихся в структуре и функционировании экосистем, была проведена оценка эмпирических критических азотных нагрузок для конкретных групп рецепторных естественных и полуестественных экосистем и в 1992, и в 1996 г. В процедуре обновления 2002 года использовался тот же «эмпирический подход», что и в более ранних опорных документах. Для этого была собрана как можно более полная подборка европейских публикаций о воздействии азота на естественные и полуестественные экосистемы с 1996 по 2002 г. В нее вошли рецензированные коллегами публикации, главы из книг, официальные государственные публикации и «серые» отчеты институтов и организаций, если к ним имелся доступ по запросу. В этом смысле релевантными оказались результаты дополнительных полевых экспериментов и исследования мезокосмоса, коррелятивных и ретроспективных полевых исследований и, в ряде случаев, динамические модели экосистем

Диапазоны и достоверность:

Как и в 1992 и 1996 гг., эмпирические критические азотные нагрузки были установлены в определенных диапазонах для каждого класса экосистем с учетом (i) реальной внутриэкосистемной вариации между различными регионами, в которых некая экосистема исследовалась; (ii) наличия интервалов между экспериментальными добавлениями азота; и (iii) неопределенностей в представленных значениях полного атмосферного отложения, несмотря на проверку их местными специалистами по атмосферному отложению азота. Сообщалась некоторая дополнительная информация относительно того, как интерпретировать данные диапазоны в конкретных для данной экосистемы ситуациях. По каждой группе экосистем были даны эмпирические критические азотные нагрузки с указанием превышения и степени достоверности этих значений.

Способ пометки достоверности представленных цифр критических нагрузок азота таков же, как прежде (Bobbink et al. 1996):

- <u>достоверно</u> ##: когда многочисленные опубликованные научные работы приводят схожие результаты;

- вполне достоверно #: когда результаты схожи лишь в некоторых исследованиях;

- <u>суждение эксперта (</u>#): при отсутствии эмпирических данных для экосистем этого типа. Критическая нагрузка основывается тогда на экспертном суждении и знании экосистем, которые с вероятностью более или менее сопоставимы с данной экосистемой.

5.2.1.3 Классификация экосистем

Для облегчения и гармонизации процедуры картирования рецепторные группы естественных и полуестественных экосистем были классифицированы и упорядочены согласно классификации сред обитания EUNIS для Европы (Davies and Moss 2002, <u>http://eunis.eea.eu.int/index.jsp</u>). О введении к классификации EUNIS в аспекте эмпирических критических нагрузок азота см. Hall et al. 2003. В общем, экосистемы, использовавшиеся в процедуре обновления в 2002 г., расположились по нисходящей иерархии EUNIS до 2-го или 3-го уровней. Обработке подверглись следующие группы сред обитания (в скобках приведен шифр 1-го уровня EUNIS):

- лесистая местность и лесные среды обитания (G)

- вересковые пустоши, кустарник и тундра (F)

- лугопастбища и разнотравная степь с высокой растительностью
- **(E)**
- верховые и низинные болота и топи (D)
- поверхностные воды суши (С)
- прибрежная среда обитания (В)
- морская среда обитания (А)

В целом обнаружено, что ранее использовавшаяся классификация групп экосистем (Bobbink et al. 1996) и ныне принятая классификация сред обитания EUNIS хорошо согласуются. Главным ограничением для использования многих подкатегорий классификации EUNIS является, к сожалению, недостаток исследований и данных о воздействии азота на эти среды обитания. Наконец, на данный момент оказалось невозможным использовать классификацию EUNIS в отношении установления эмпирических критических нагрузок N для лесных экосистем ниже 1-го уровня. Удалось лишь установить значения трех широких классов EUNIS (G1, G3 и G4) для леса, правда с некоторым разделением при группировании лесов по типам: напр., хвойных в противовес лиственным, и полярных в противовес умеренным. Даже внутри G1, G3 и G4 имеется несколько типов, напр., влажно-заболоченный лес и средиземноморские леса, которые были оставлены в стороне из-за отсутствия по ним данных. Как и прежде, в разделе, посвященном лесам, исследования, основанные на чисто плантационных насаждениях не принимались (по возможности) во внимание, потому что критические азотные нагрузки этих интенсивно используемых систем получаются методом массового баланса установившегося состояния (см. раздел 5.3). Для удобства перехода к классификации EUNIS в Таблице 5-3 представлен обзор старой и новой классификаций.

Таблица 5-1: Эмпирические критические нагрузки азотного отложения (кг(N)/га/год) для естественных и полуестественных групп экосистем, классифицируемых согласно EUNIS (кроме лесов). Достоверность: ## достоверно, # вполне достоверно и (#) суждение эксперта.

КОД FUNIS	Крит. нагр. (иг. N/га/год)	Достоверн	Указание превышения
LUNIS	(кі тула/тод)	0016	
ия (G)			
-	10-15	#	Повышенная минерализация N,
			нитрификация
-	10-15	##	Повышное выщелачивание нитрата
-	10-15	(#)	Повышное выщелачивание нитрата
-	15-20	#	Измененные соотношения N/макро-
			питательные вещ-ва, сниженные Р, К, Мg
			и повышние N-концентрации в лиственной
			ткани
-	15-20	(#)	Повышенная чувствительность к
1	код <u>EUNIS</u> ия (G) - - -	код Крит. нагр. <u>EUNIS</u> (кг N/га/год) ия (G) - 10-15 - 10-15 - 10-15 - 10-15 - 15-20 - 15-20	код EUNIS Крит. нагр. (кг N/га/год) Достоверн ость ия (G) - 10-15 # - 10-15 ## - 10-15 (#) - 15-20 (#)

патогенам и вредителям, изменения в фунгистатических фенопластах.

Микориза Умеренные и северные леса	-	10-20	(#)	Сниженное производство спорокарпия, измененный/уменьшенный состав полземных вилов
Наземная				nogotinizin zngoz
растительность Умеренные и северные леса	-	10-15	#	Измененный видовой состав, рост нитрофильных видов, повышенная чувствительность к паразитам
Лишайники и водоросли Умеренные и северные	-	10-15	(#)	Рост водорослей, рецессия лишайников
леса				
Совокупно				
Умеренные леса	-	10-20	#	Изменения в почвенных процессах, наземной растительности, микоризе и повышенный риск питательных дисбалансов и чувствительности к
Северные леса	-	10-20	#	Паразитам. Изменения в почвенных процессах, наземной растительности, микоризе и повышенный риск питательных дисбалансов и чувствительности к паразитам.
Среда обитания: пу	стоши, кус	тарник и ту	ндра (F)	
Тундра	F1	5-10 ^a	#	Изменение в биомассе, физиологические последствия, изменения видового состава в мховом спое и репессия лишайников
Арктический, альпийский и субальпийский	F2	5-15 ^a	(#)	Упадок лишайников, мхов и вечнозеленых кустарников
кустарник Северная влажная вересковая пустошь	F4.11			
Влажная вересковая пустошь с господством 'U' <i>Calluna</i> (нагорная заболоченная	F4.11	10-20 ^a	(#)	Снижение преобладания вересков, рецессия лишайников и мхов
местность) Влажная вересковая пустошь с господством <i>Frica tetralix</i> (1)	F4.11	10 - 25 ^{a,b}	(#)	Переход от вереска к траве
Сухие вересковые	F4.2	10-20 ^{a,b}	##	Переход от вереска к траве; рецессия
пустоши	гопоотбици	a u nacuatna		лишаиников
Субатлантическое	Е1 26	а и разнотра 15-25	ібпая степі ##	В с высокой растительностью (С) Рост высоких трав уменьшение
полусухое карбонатное	L1.20	15-25	1111	разнообразия, рост минерализации и
лугопастбище Несредиземноморское сухое кислотное и нейтральное замкнутое	E1.7	10-20	#	выщелачивания азота Рост граминоидов, упадок типичных видов
лугопастбище Внутренние дюнные первичные пугопастбища	E1.94	10-20	(#)	Уменьшение лишайников, рост биомассы
Внутренние дюнные кремнеземные	E1.95	10-20	(#)	Уменьшение лишайников, рост биомассы, увеличенная сукцессия

лугопастбища				
Сенокосные луга низин	E2.2	20-30	(#)	Рост высоких трав, снижение
и средне-высотные				разнообразия
Горные сенокосные луга	E2.3	10-20	(#)	Рост нитрофильных граминоидов,
r				изменение разнообразности
Сырые и влажные	E3.5			r i fin i fin i fin i fin
олиготрофные	20.0			
пугопастбиша				
Пуга Molinia caerulea	F3 51	15-25	(#)	Рост высоких граминоилов: снижение
siyia monna caeraca	15.51	15 25	(")	разнообразия: снижение бриофитов
Repectopue (Inncus)	F3 52	10-20	#	Рост высоких граминовлов: сниженное
TWF2 H BREWILLE (Nardus	LJ.JZ	10-20	TT	пазиообразие: скижение бриофитов
stricta) Jenuu				разпоторазие, скижение орнофитов
	E4 2	10.15	(#)	Door warpodum www.ppowwowaop:
Альнийские и субальн.	E4.5	10-15	(#)	гост нитрофильных траминоидов,
лугопастоища				изменение опоразноооразия
	E4.4 E4.2	5 10	щ	
торные вершины с	E4.2	3-10	#	последствия для ориофитов или
господством мхов и				лишаиников
лишаиниов				
Среда обитания: то	и, верховые	и низинные (болота (I	D)
Болота верховые с	D1	5-10 ^{a,c}	##	Изменение видового состава,
выпуклой поверхностью				азотонасыщение в Sphagnum
и покровные				
Болота низинные	D2.2 ^d	10-20	#	Рост осоки и сосудистых растений;
бедные				отрицательное воздействие на торфяные
				МХИ
Болота низинные	$D4.1^{e}$	15-25	(#)	Рост высоких граминоидов, уменьш.
Болота низинные богатые	D4.1 ^e	15-25	(#)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов
Болота низинные богатые Низинные болота гор	D4.1 ^e D4.2	15-25 15-25	(#) (#)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение
Болота низинные богатые Низинные болота гор	D4.1 ^e D4.2	15-25 15-25	(#) (#)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пор	D4.1 ^е D4.2	15-25 15-25 Волы сущи (((#) (#)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные	D4.1 ^e D4.2 верхностные	15-25 15-25 воды суши (С	(#) (#) C)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные одиготрофине воды	D4.1 ^е D4.2 верхностные C1.1	15-25 15-25 воды суши (С	(#) (#) C)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мятковолине озера	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1	15-25 15-25 воды суши (С 5-10	(#) (#) C)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера	D4.1 ^е D4.2 верхностные C1.1 C1.1	15-25 15-25 воды суши (С 5-10	(#) (#) C) ###	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера	D4.1 ^е D4.2 верхностные C1.1 C1.1	15-25 15-25 воды суши (С 5-10	(#) (#) C) ##	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увелищение биомассы и скорости
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной	D4.1 ^е D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16	15-25 15-25 воды суши (С 5-10 10-20	(#) (#) C) ## (#)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукиеесии
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16	15-25 15-25 воды суши (С 5-10 10-20	(#) (#) C) ## (#)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной Прибрежная среда о	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16 битания (B)	15-25 15-25 воды суши (С 5-10 10-20	(#) (#) C) ## (#)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной Прибрежная среда о Подвижные береговые	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16 битания (B) B1.3	15-25 15-25 воды суши (С 5-10 10-20 10-20	(#) (#) C) ## (#) (#)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии Рост биомассы и выщелачивания азота
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной Прибрежная среда о Подвижные береговые дюны	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16 битания (B) B1.3	15-25 15-25 воды суши (С 5-10 10-20	(#) (#) C) ## (#) (#)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии Рост биомассы и выщелачивания азота
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной Прибрежная среда о Подвижные береговые дюны Лугопастбища	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16 битания (B) B1.3 B1.4	15-25 15-25 воды суши (С 5-10 10-20 10-20	(#) (#) C) ## (#) (#) #	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии Рост биомассы и выщелачивания азота Увеличение высоких трав, уменьшение
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной Прибрежная среда о Подвижные береговые дюны Лугопастбища стабильных береговых	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16 битания (B) B1.3 B1.4	15-25 15-25 воды суши (С 5-10 10-20 10-20	(#) (#) C) ## (#) (#) #	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии Рост биомассы и выщелачивания азота Увеличение высоких трав, уменьшение стелющихся растений, увеличение
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной Прибрежная среда о Подвижные береговые дюны Лугопастбища стабильных береговых дюн	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16 битания (B) B1.3 B1.4	15-25 15-25 Воды суши (С 5-10 10-20 10-20	(#) (#) C) ## (#) (#) #	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии Рост биомассы и выщелачивания азота Увеличение высоких трав, уменьшение стелющихся растений, увеличение выщелачивания азота
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной Прибрежная среда о Подвижные береговые дюны Лугопастбища стабильных береговых дюн Вересковые пустоши	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16 битания (B) B1.3 B1.4 B1.5	15-25 15-25 Воды суши (С 5-10 10-20 10-20 10-20 10-20	(#) (#) C) ## (#) (#) # (#)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии Рост биомассы и выщелачивания азота Увеличение высоких трав, уменьшение стелющихся растений, увеличение выщелачивания азота Увел. произвоства растений; увелич. N-
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной Прибрежная среда о Подвижные береговые дюны Лугопастбища стабильных береговых дюн Вересковые пустоши береговых дюн	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16 битания (B) B1.3 B1.4 B1.5	15-25 15-25 Воды суши (С 5-10 10-20 10-20 10-20 10-20	(#) (#) C) ## (#) (#) # (#)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии Рост биомассы и выщелачивания азота Увеличение высоких трав, уменьшение стелющихся растений, увеличение выщелачивания азота Увел. произвоства растений; увелич. N- выщелачивания, ускоренная сукцессия
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной Прибрежная среда о Подвижные береговые дюны Лугопастбища стабильных береговых дюн Вересковые пустоши береговых дюн Влажные и мокрые	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16 битания (В) B1.3 B1.4 B1.5 B1.8	15-25 15-25 Воды суши (С 5-10 10-20 10-20 10-20 10-25	(#) (#) C) ## (#) (#) (#) (#)	Рост высоких граминоидов, уменьш. разнообразия, уменьш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии Рост биомассы и выщелачивания азота Увеличение высоких трав, уменьшение стелющихся растений, увеличение выщелачивания азота Увел. произвоства растений; увелич. N- выщелачивания, ускоренная сукцессия Увелич. биомасса высок. граминоиды
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной Прибрежная среда о Подвижные береговые дюны Лугопастбища стабильных береговых дюн Вересковые пустоши береговых дюн Влажные и мокрые дюнные трясины	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16 битания (В) B1.3 B1.4 B1.5 B1.8	15-25 15-25 Воды суши (С 5-10 10-20 10-20 10-20 10-25	(#) (#) C) ## (#) (#) (#) (#)	Рост высоких граминоидов, уменыш. разнообразия, уменыш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии Рост биомассы и выщелачивания азота Увеличение высоких трав, уменьшение стелющихся растений, увеличение выщелачивания азота Увел. произвоства растений; увелич. N- выщелачивания, ускоренная сукцессия Увелич. биомасса высок. граминоиды
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной Прибрежная среда о Подвижные береговые дюны Лугопастбища стабильных береговых дюн Вересковые пустоши береговых дюн Влажные и мокрые дюнные трясины	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16 битания (В) B1.3 B1.4 B1.5 B1.8 ания (А)	15-25 15-25 Воды суши ((5-10 10-20 10-20 10-20 10-25	(#) (#) C) ## (#) (#) (#) (#)	Рост высоких граминоидов, уменыш. разнообразия, уменыш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии Рост биомассы и выщелачивания азота Увеличение высоких трав, уменьшение стелющихся растений, увеличение выщелачивания азота Увел. произвоства растений; увелич. N- выщелачивания, ускоренная сукцессия Увелич. биомасса высок. граминоиды
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной Прибрежная среда о Подвижные береговые дюны Лугопастбища стабильных береговых дюн Вересковые пустоши береговых дюн Влажные и мокрые дюнные трясины Морская среда обит Первичные и кизко-	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16 битания (В) B1.3 B1.4 B1.5 B1.8 ания (А) A2.64 и	15-25 15-25 Воды суши ((5-10 10-20 10-20 10-20 10-25 30-40	(#) (#) C) ## (#) (#) (#) (#)	Рост высоких граминоидов, уменыш. разнообразия, уменыш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии Рост биомассы и выщелачивания азота Увеличение высоких трав, уменьшение стелющихся растений, увеличение выщелачивания азота Увел. произвоства растений; увелич. N- вышелачивания, ускоренная сукцессия Увелич. биомасса высок. граминоиды
Болота низинные богатые Низинные болота гор Среда обитания: пон Постоянные олиготрофные воды Мягководные озера Дюнные водоемы с трясиной Прибрежная среда о Подвижные береговые дюны Лугопастбища стабильных береговых дюн Вересковые пустоши береговых дюн Влажные и мокрые дюнные трясины Морская среда обит Первичные и кизко- срелие-соленые	D4.1 ^e D4.2 верхностные C1.1 C1.1 C1.16 битания (В) B1.3 B1.4 B1.5 B1.8 ания (А) A2.64 и A2.65	15-25 15-25 Воды суши ((5-10 10-20 10-20 10-20 10-25 30-40	(#) (#) C) ## (#) (#) (#) (#)	Рост высоких граминоидов, уменыш. разнообразия, уменыш. характерных мхов Рост сосудистых растений, уменьшение бриофитов Отрицательное воздействие на изоэтидные виды Увеличение биомассы и скорости сукцессии Рост биомассы и выщелачивания азота Увеличение высоких трав, уменьшение стелющихся растений, увеличение выщелачивания азота Увел. произвоства растений; увелич. N- вышелачивания, ускоренная сукцессия Увелич. биомасса высок. граминоиды

^{а)} использовать у верхнего предела диапазона при ограничении Р и у нижнего предела в отсутствие ограничения Р;

⁶⁾ использовать у верхнего предела диапазона, когда вырезался дерн, у нижнего предела при малоинтенсивном использовании;

^{в)} использовать у верхнего предела диапазона при больших осадках, у нижнего предела при малых осадках; ^{г)} для D2.1 (зыбучие низинные болота и переходные топи): нижний предел диапазона (#), а для D2.3

(долинные топи): верхний предел диапазона (#);

^{д)} для высоких широт или систем с ограниченным N: использовать нижний предел диапазона.

5.2.1.4 Использование эмпирических критических нагрузок

Большинство биоразнообразия Земли приходится на полуестественные и естественные экосистемы. Поэтому исключительно важно регулировать атмосферные азотные нагрузки для избежания отрицательных воздействий на эти полуестественные и естественные системы. Эмпирические критические нагрузки по азоту на 2002 г. (Таблица 5-1) следует использовать для пересмотра баз данных критических нагрузок. Для картирования критических для этих систем нагрузок азота по каждой стране нужны карты высокого разрешения для чувствительных экосистем большой консервационной ценности. Для лесных и иных экосистем, по которым имеются нужные данные, применимые в моделях установившегося состояния, рекомендуется использовать массовый баланс и эмпирически выведенные критические нагрузки азота. Если эти два подхода приносят разные результаты, будет применяться подход с наименьшими значениями, пока не будет выяснена причина этой разницы. Далее, для различных стран, по которым не имеется достаточных национальных данных по специфическим для них экосистемам, предлагается использовать нижнюю, среднюю или верхнюю часть диапазонов критических нагрузок азота для групп (полу-)естественных экосистем согласно общим взаимоотношениям между абиотическими факторами и критическими нагрузками азота, приведенными в Таблице 5-2.

Таблица 5-2: Предлагаемые меры по использованию нижней, средней или верхней части установленных критических нагрузок наземных экосистем (исключая переувляжненные земли), при недостаточных национальных данных.

Температуры/	Влажность	Доступность	Р-ограничение	Интенсивность	Мера
период мороза	почвы	основных		хозяйствования	
		катионов			
холод/долгий	сухая	низкая	N-ограничение	низкая	смещение к нижн. части
средние	нормальныя	средняя	неизвестно	обычная	использовать средн. часть
жара/нет	влажная	высокая	Р-ограничение	высокая	смещение к верхн. части

Каждой стране рекомендуется определить представляющие для нее интерес высокочувствительные рецепторные экосистемы внутри уже упомянутой классификации EUNIS. Необходимо направить усилия на создание подробных карт чувствительных экосистем высокой консервационной ценности. На настоящий момент установлены эмпирические критические нагрузки общего атмосферного содержания азота (кг(N)/га/год). Требуется больше информации по относительным воздействиям отложений оксидированного или восстановленного азота. На двух последних экспертных совещаниях ЭКЕ ООН подчеркивалось, что имеется все больше доказательств того, что NH_x заметнее, чем NO_y. В частности, бриофиты и лишайники в ряде экосистем, а также несколько экосистем, в основном со слабой буферностью, классов F, E, C и B по EUNIS, (вероятно) более чувствительны к отложению восстановленного азота. Сейчас, однако, нет возможности установить критические нагрузки по обеим формам азота по отдельности.

5.2.1.5 Рекомендации

Существуют серьезные пробелы в знаниях о воздействии усиленного отложения азота (NO_y и NH_x) на полуестественные и естественные экосистемы, несмотря на значительные успехи, достигнутые по нескольким группам мест обитания с 1996 по 2002 г. Наиболее важными пробелами в знаниях признаны следующие:

- требуются исследования/сбор данных для установления критической нагрузки для следующих экосистем: степные луга и пастбища, все средиземноморские типы растительности, влажные заболоченные леса, многие топи и низинные болота, несколько береговых мест обитания и высокогорные системы;

- требуются новые исследования по всем различаемым объектам EUNIS, по которым имеются экспертные суждения или имеется мало исследований;

- влияние обогащения азотом в (чувствительных) пресноводных и мелководных морских экосистемах требует дальнейших исследований; оно иногда остается вне поля зрения;

- требуется уделить больше внимания наблюдаемым эффектам азота на соответственные лесные подтипы EUNIS (разделы 2 и 3);

- классификацию EUNIS необходимо прояснить/поправить в отношении некоторых лугопастбищных групп, северных верховых болот и топей и поверхностных вод;

- возможные дифференциальные эффекты отложенных видов азота (NO_y или NH_x) недостаточно известны для проведения дифференциации между этими видами азота для установления критических нагрузок;

- для уточнения нынешних критических нагрузок полезны долгосрочные (> 3–5 лет) эксперименты по добавлению азота с высоким разрешением обработки между 5 и 50 кг(N)/га/год в низкофоновых регионах или в мезокосмосах. Это увеличило бы достоверность выведения критических нагрузок тогда, когда низший уровень обработки значительно превышает критическую нагрузку.

В заключение, очень важно понять долгосрочные последствия увеличенного отложения азота на экосистемные процессы в представительном диапазоне экосистем. Поэтому очень важно получить количественное выражение последствий азотных нагрузок путем манипулирования азотными поступлениями в долгосрочных экосистемных исследованиях в незатронутых и затронутых районах. Эти данные необходимы для подтверждения задаваемых критических нагрузок и для разработки крепких динамических экосистемных моделей и/или множественных коррелятивных разновидностей моделей, достаточно надежных для расчета критических нагрузок отложения азота в (полу-)естественных экосистем и для предсказания скоростей (естественного) восстановления систем, подверженных действию азота.

Таблица 5-3: Перекрестное сравнение между классификацией экосистем, примененной в 2002 г. при установлении эмпирической нагрузки азота (по системе EUNIS), и классификацией, использовавшейся ранее (Bobbink et al. 1996) (здесь «н.в.» = не выделяется)

(воботтк ес иг. 1990) (здеев «н.в.» – не выделяется)				
Классификация экосистем 2002	EUNIS	Классификация экосистем 1996		
Среда обитания: вересковые пустоши, кустарники и	F	Вересковые пустоши		
тундры				
Тундра	F1	Н.В.		
Арктический, альпийский и субальпийский кустарник	F2	арктические и альпийские вересковые пустоши		
Северные влажные вересковые пустиши				
• влажная вересковая пустошь с господством 'U' <i>Calluna</i>	F4.11	верховые вересковые пустоши Calluna		
• влажная вересковая пустошь с господством 'L' <i>Erica</i> tetralix	F4.11	низинные влажные вересковые пустоши		
Сухие вересковые пустоши	F4.2	низинные сухие вересковые пустоши		
Среда обитания: лугопастбища и разнотравные степи с	Ε	богатое видами лугопастбище		
высокой растительностью				
Субатлантические полусухие карбонатные луго-пастбища	E1.26	карбонатные лугопастбища		
Несредиземноморские сухие кислотные и нейтральные	E1.7	богатые видами вересковые пустоши и		
замкнутые луго-пастбища		нейтрально- кислотные лугопастбища		
		(частично)		
Материковые люнные первичные (<i>pioneer</i>) луго-пастбиша	E1 04			
материковые допные перви ные (рюлеет) луго настояща	E1.94	H.B.		
Материковые дюнные кремнеземные луга	E1.94 E1.95	H.B. H.B.		
Материковые дюнные перы ные (рюлеся) яуго настояща Материковые дюнные кремнеземные луга Низинные и средне-высотные сенокосные луга	E1.94 E1.95 E2.2	н.в. н.в. нейтрально-кислотные лугопастбища		
Материковые дюнные перы ные <i>(рюнее)</i> у куго настояща Материковые дюнные кремнеземные луга Низинные и средне-высотные сенокосные луга	E1.94 E1.95 E2.2	н.в. н.в. нейтрально-кислотные лугопастбища (частично)		
Материковые дюнные перы ные (рюлест) луго настояща Материковые дюнные кремнеземные луга Низинные и средне-высотные сенокосные луга Горные сенокосные луга	E1.94 E1.95 E2.2 E2.3	н.в. н.в. нейтрально-кислотные лугопастбища (частично) горно-субальпийские лугопастбища		
Материковые дюнные перы ные (рюнее у луго настояща Материковые дюнные кремнеземные луга Низинные и средне-высотные сенокосные луга Горные сенокосные луга Сырые и влажные олиготрофные лугопастбища	E1.94 E1.95 E2.2 E2.3 E3.5	н.в. н.в. нейтрально-кислотные лугопастбища (частично) горно-субальпийские лугопастбища нейтрально-кислотные лугопастбища (частично)		

		(частично)
• Луга Molinia caerulea	E3.51	Н.В.
• Вересковые (Juncus) дуга и влажные (Nardus stricta)	E3.52	H.B.
травяные дерны (swards)		
Альпийские и субальпийские лугопастбища	Е4.3 и Е4.4	горно-субальпийские лугопастбища
		(частично)
Горные вершины с господством мхов и лишайников	E4.2	H.B.
Спела обитация, топи верховые и пизициые болота	р	Сипено урламиение земли
Болота верховые с выпуклой поверхностью и покровные	D1	Омбротрофице верховые болота
Болота верховые с выпуклой поверхностью и покровные	D2 2	и в
Болота низинные богатье	D2.2 D4 1	Mezorpoduu je juzzujuju je bojjora
Инации на болота вор	D4.1	иезотрофные низинные облота
пизинные облогатор	D4.2	н.в.
Среда обитания: поверхностные воды суши	С	Сильно увлажненные земли
Постоянные олиготрофные воды	C1.1	H.B.
• Мягководные озера	C1.1	неглубокие мягководные водоемы
• Дюнные водоемы с трясиной	C1.16	Н.В.
Прибрежная среда обитания	В	H.B.
Полвижные береговые люны	B1.3	H.B.
Лугопастбища стабильных береговых люн	B1 4	Нейтрально-кислотные пугопастбиша
	21.1	(частично)
Вересковые пустоши береговых дюн	B1.5	H.B.
Влажные и мокрые дюнные трясины	B1.8	H.B.
· ·		
Морская среда обитания	Α	Н.В.
Первичные (pioneer) и кизко-средне-соленые травяные	А2.64 и	Н.В.
болота	A2.65	

5.2.2 Эмпирические критические нагрузки по кислотности

При эмпирическом подходе критическая кислотностная нагрузка для различных почв назначается на основании минералогии и/или химии почвы. Например, на Скоклостерском семинаре по критическим нагрузкам (Nilsson and Grennfelt 1988) почвоформирующие материалы были поделены на пять классов на основании доминирующих подверженных эрозии минералов. Для каждого из этих классов устанавливалась не единичная величина, а диапазон критической нагрузки, в зависимости от количества кислотности, которую можно нейтрализовать основными катионами, которые высвобождаются при эрозии (Таблица 5-4). В разделе 5.3.2 обсуждаются другие методы оценки эрозии основных катионов.

Минералы, контролирующие эрозию	Диапазон критической нагрузки
	(г-экв/га/год)
Кварц, полевой шпат К	<200
Мусковит, плагиоклаз, биотит (<5%)	200–500
Биотит, амфибол (<5%)	500-1000
Пироксен, эпидот, оливин (<5%)	1000–2000
Карбонаты	>2000

Таблица 5-4: Минералогическая классификация материалов почвы и критических нагрузок почвы.

Сверх того, был определен ряд модифицирующих факторов, которые позволили бы подправлять значения критической нагрузки внутри диапазонов (Таблица 5-5, по Nilsson and Grennfelt 1988). Например, некоторые факторы могут делать почву более чувствительной к подкислению, что потребует установить критическую нагрузку у нижнего предела диапазона; другие факторы могут

делать почву менее чувствительной, устанавливая критическую нагрузку у верхнего предела диапазона.

модифицирующии фактор	воздеиствие на критическую н	агрузку:
	Уменьшение	Увеличение
Осадки	Сильные	Слабые
Растительность	Хвойный лес	Лиственный лес
Возвышение, склон	Высокое	Низкое
Механический состав почвы	Крупнозернистая-песчаная	Мелкозернистая
Дренаж почвы	Свободный	Затрудненный
Способность почвы к адсорбции	Низкая	Высокая
сульфата		
Отложение основных катионов	Низкое	Высокое

Таблица 5-5: Модифицирующие факторы, вызывающие увеличение или уменьшение критических нагрузок.

Разработанная в Скоклостере классификация почвенных материалов (Таблица 5-4) использует сравнительно малую гамму главных силикатных минералов и карбонатов. Более широкую гамму минералов классифицировали Sverdrup and Warfvinge (1988) и Sverdrup et al. (1990). Эти классы минералов определены так:

Очень быстро эродирующие минералы (карбонаты): минералы, способные растворяться очень быстро, с геологической точки зрения. Сюда относятся кальцит, доломит, магнезит и брусит.

Быстроэродирующие минералы: силикатные минералы с наивысшей скоростью эрозии. В эту группу входят такие минералы, как анортит и нефелин, оливин, гранат, жадеит, диопсид. Почва с высоким содержанием этих минералов будет сопротивляться подкислению.

Минералы средней быстроты эрозии: энстатит, гиперстен, авгит, роговая обманка, глаукофан, хлориты, биотит, эпидот, цоизит.

Медленноэродирующие минералы: альбит, олигоклаз, лабрадорит, иллит. Почвы с преобладанием таких минералов будут чувствительны к подкислению.

Очень медленно эродирующие минералы: полевой шпат К, мусковит, слюда, монтмориллонит, вермикулит. Почвы с преобладанием этих минералов будут чувствительны к подкислению.

Инертные минералы: минералы, растворяющиеся так медленно или предоставляющие так мало нейтрализующего вещества, что их можно считать инертными с точки зрения подкисления почвы. К ним относятся такие минералы, как кварц, рутил, анатаз, каолинит, гиббсит.

По каждому из вышеупомянутых классов минералов были предложены скорости эрозии для почв с различным содержанием минералов (Таблица 5-6, Sverdrup et al. 1990).

Таблица 5-6: Скорости эрозии (в г-экв/(га·м)/год) для четырех отобранных классов почвенных материалов на глубине 1 м. Для перевода в величины критической нагрузки умножить на глубину почвы в метрах.

Класс минералов	Среднее содержание класса минералов в почве					
	100%	30%	3%	0.3%		
Очень быстрая эрозия	25000	15000	10000	3000		
Быстрая эрозия	15000	10000	3000	300		
Средняя быстрота эрозии	10000	3000	300	30		
Медленная эрозия	600	200	20	-		
Очень медленная эрозия	300	100	10	-		
Инертный	100	100	-	-		

Сведения из таблицы 5-4 по 5-6 предоставляют основу, на которой для почв можно назначать эмпирические критические нагрузки по кислотности. При наличии минералогических данных по

ячейкам карты почв, можно назначить критические нагрузки по каждой ячейке и создать карту критических нагрузок.

Пример разработки карты критических нагрузок в национальном масштабе с использованием эмпирического подхода приводится в Hornung et al. (1995). В Великобритании этот подход использовался для определения кислотных критических нагрузок для нелесных экосистем путем задачи некоторой критической нагрузки, которая защитит почву, на которой строится данная среда обитания (Hall et al. 1998, 2003). Критическая нагрузка является по сути скоростью эрозии основных катионов, когда выщелачивание кислотонейтрализующей способности (ANC) задано равным нулю (см. подразд. 5.3.2), и ее можно применять при расчетах максимальных критических нагрузок серы и азота (см. подразд. 5.3.3).

5.3 Моделирование критических нагрузок для наземных экосистем

Цель построенного на моделировании подхода к расчету критических нагрузок состоит в том, чтобы связать, при помощи математических уравнений, некий химический критерий (критический предел) с максимальным(-и) отложением(-ями), «ниже которого(-ых) нет существенных вредных воздействий на заданные чувствительные элементы окружающей среды», т.е. при котором(-ых) данный критерий не нарушается. Чаще всего «чувствительный элемент окружающей среды» будет биологического порядка (т.е. жизнеспособность какого-то дерева, видовой состав некоторой степной экосистемы), так что критерий должен бы быть биологическим. Однако существует нехватка простых надежных моделей, адекватно описывающих всю цепочку от отложения до биологического последствия. Поэтому, взамен биологических используются химические критерии, и для вывода критических нагрузок используются простые химические модели. Это несколько упрощает процесс моделирования, но смещает бремя в сторону нахождения, или выведения, соответствующих (почвенных) химических критериев (и критических пределов), связь которых с биологическими последствиями (эмпирически) доказана. Выбор критического предела – важный этап выведения критической нагрузки, и большая часть неопределенности в расчетах критических нагрузок происходит от неопределенности связи между химией (почвы) и биологическим последствием.

Ниже мы будем рассматривать только модели установившегося состояния и сосредоточимся на т.наз. модели «Простого массового баланса» (Simple Mass Balance, SMB) – стандартной модели для расчета критических нагрузок на наземные экосистемы по Конвенции LRTAP (Sverdrup et al. 1990, Sverdrup and De Vries 1994). Модель SMB – однослойная, т.е. почва рассматривается как единичный однородной отсек. Кроме того, принимается, что глубина почвы равняется (по меньшей мере) глубине корневой зоны, что позволяет нам пренебречь циклом питательных веществ и иметь дело только с чистым впитыванием на рост. Дополнительные упрощающие допущения:

- вся эвапотранспирация происходит на поверхности профиля почвы;
- просачивание является постоянным по всему профилю почвы и происходит только вертикально;
- физико-химические константы принимаются однородными по всему профилю;
- внутренние потоки (такие как скорости эрозии, азотфиксация и т.д.) не зависят от химических условий почвы (таких как pH).

Поскольку модель SMB описывает условия установившегося состояния, она требует долгосрочных средних значений поступающих потоков. Краткосрочные вариации – напр., эпизодические, сезонные, межгодовые, вызванные заготовками или краткосрочными природными пертурбациями

– не рассматриваются, но подразумевается, что они учтены в расчете долгосрочной средней. В этом контексте под "долгосрочностью" понимают прибл. 100 лет, т.е. по меньшей мере один ротационный период для лесов. Экосистемные взаимодействия и такие процессы, как конкуренция, вредители, влияние травоядных и т.п. в модели SMB не учитываются. Хотя модель SMB сформулирована для непотревоженных (полуестественных) экосистем, такие последствия экстенсивного хозяйствования, как выпас скота или горение верещатника, могут учитываться.

Помимо однослойной модели SMB существуют многослойные модели установившегося состояния для расчета критических нагрузок. Примерами служат модель MACAL (De Vries 1988) и широко используемая модель PROFILE (Warfvinge and Sverdrup 1992), ядром которой является модель для расчета скоростей эрозии по полным минералогическим анализам. Эти модели здесь обсуждаться не будут, а заинтересованный читатель отсылается к литературе.

В последующих подразделах мы выведем модель SMB для критических нагрузок питательного азота (эвтрофикации) и критических нагрузок подкисляющих серы и азота.

5.3.1 Критические нагрузки питательного азота (эвтрофикация)

5.3.1.1 Вывод модели

Отправной точкой расчета критических нагрузок питательного азота в модели SMB является массовый баланс всего азота (N) в рассматриваемом отделе :почвы (поступления = приемники + удаления):

(5.1)
$$N_{dep} + N_{fix} = N_{ad} + N_i + N_u + N_{de} + N_{eros} + N_{fire} + N_{vol} + N_{le}$$

где:

 N_{dep} = полное отложение N

 $N_{fix} =$ 'поступление' N путем биологической фиксации $\dot{N_{ad}} =$ адсорбция N $N_i =$ долгосрочная чистая иммобилизация N в органическом веществе почвы $N_{\mu} =$ чистое удаление N через растительные заготовки и животных $N_{de} =$ поток N в атмосферу из-за денитрификации $N_{eros} =$ потери N при эрозии $N_{fire} =$ потери N с дымом из-за (стихийных или управляемых) пожаров $N_{vol} =$ потери N в атмосферу через улетучивание NH₃ $N_{le} =$ выщелачивание N ниже корневой зоны

Используемые единицы – г-экв/га/год (или мольсга⁻¹год⁻¹ по номенклатуре СИ).

Следующие допущения ведут к упрощению уравнения 5.1:

- адсорбция азота, т.е. адсорбция NH₄ минералами глины, может временно привести к накоплению азота в почве, однако он накапливается/выпускается только, когда отложение *меняется*; поэтому им можно пренебречь при рассмотрении установившегося состояния;
- фиксация азота ничтожно мала в большинстве (лесных) экосистем, кроме азотфиксирующих видов;

- потери азота из-за пожара, эрозии и улетучивания малы в большинстве экосистем Европы, и в дальнейшем обсуждении ими пренебрегают. Другим образом действий могла бы быть подстановка N_i+N_{eros}+N_{fire}+N_{vol}--N_{fix} в последующие уравнения вместо N_i;
- Выщелачиванием аммония (NH₄) можно пренебречь во всех лесных экосистемах из-за (предпочтительного) впитывания и полной нитрификации внутри корневой зоны (i.e. *NH*_{4,*le*}=0, *N*_{*le*}=*NO*_{3,*le*}).

При таких упрощающих допущениях уравнение 5.1 принимает вид:

(5.2)
$$N_{dep} = N_i + N_u + N_{de} + N_{le}$$

Из этого уравнения, путем определения допустимого предела выщелачивания азота $N_{le(acc)}$, получается значение критической нагрузки. Выбор этого предела зависит от того, какой «чувствительный элемент окружающей среды» подлежит защите. Если допустимое выщелачивание подставить в уравн. 5.2, отложение азота становится критической нагрузкой питательного азота, $CL_{nul}(N)$:

(5.3)
$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + N_{de} + N_{le(acc)}$$

При выводе критической нагрузки питательного азота так, как это делает уравн. 5.3, допускается, что источники и приемники не зависят от отложения азота. Это вряд ли так, и поэтому все количества должны браться «при критической нагрузке». Однако для расчета, напр., «денитрификации при критической нагрузке» надо знать критическую нагрузку, т.е. ту самую величину, которую требуется рассчитать. Единственным чистым способом избежания этого кругового рассуждения будет установить функциональную зависимость между отложением и приемником азота, подставить эту функцию в уравнение 5.2 и решить его для данного отложения (для получения критической нагрузки). Это уже было проделано по денитрификации. В простейшем случае денитрификация линейно соотносится с чистым поступлением азота (De Vries et al. 1993, 1994):

(5.4)
$$N_{de} = \begin{cases} f_{de} \cdot (N_{dep} - N_i - N_u) & \text{если} & N_{dep} > N_i + N_u \\ 0 & \text{иначе} \end{cases}$$

где f_{de} ($0 \le f_{de} < 1$) – т.наз. доля денитрификации, число, присущее данному объекту. Эта формулировка подразумевает, что иммобилизация и впитывание являются более быстрыми процессами, чем денитрификация. Подстановка этого выражения вместо N_{de} в уравн. 5.2 и решение для данного отложения приводит к следующему выражению критической нагрузки питательного азота:

(5.5)
$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + \frac{N_{le(acc)}}{1 - f_{de}}$$

Альтернативное – нелинейное – уравнение зависимости денитрификации от отложения предложили Sverdrup and Ineson (1993), основываясь на механизме реакции Михаэлиса-Ментена (Michaelis-Menten reaction). Оно учитывает зависимость от влажности почвы, от рН и от температуры. И в этом случае $CL_{nut}(N)$ можно рассчитать явно. Подробности читатель может найти в Posch et al. (1993).

В целом, было бы желательно иметь уравнения (модели) зависимости от отложения для всех потоков азота, содержащихся в уравнении критической нагрузки. Однако таковых либо не существует, либо они так сложны, что невозможно найти (простого) явного выражения для $CL_{nud}(N)$. Хотя принципиально это и не важно, это может снизить привлекательность и широту использования понятия критической нагрузки. Вот почему при расчете критических нагрузок из уравн. 5.3 или 5.5 потоки азота должны оцениваться как долгосрочные средние, выведенные из условий, на которые не влияют повышенные антропогенные поступления азота.

5.3.1.2 Допустимое выщелачивание азота

Значение, устанавливаемое для допустимого выщелачивания азота, зависит от «вредных эффектов», которых следует избежать. В сущности, «вреден» не сам поток, выщелачивающий азот, а концентрация азота в потоке выщелачивания. Допустимое выщелачивание азота (в г-экв/га/год) рассчитывается так:

$$(5.6) N_{le(acc)} = Q \cdot [N]_{acc}$$

где [*N*]_{*acc*} – допустимая концентрация азота (г-экв/м³), *Q* – избыток осадков (м³/га/год). Некоторые значения допустимых концентраций азота приводятся в Таблице 5-7.

Таблица 5-7: Допустимые концентрации выщелачиваемого азота, позволяющие избежать питательног	0
дисбаланса или изменений в растительности (цит. из Posch et al. 1993).	

Результат воздействия	$[N]_{acc} (M\Gamma N/\pi = \Gamma N/M^3)$	[N] _{acc} (г-экв/м ³)
Питательный дисбаланс, хвойные	0,2	0,0143
Питательный дисбаланс, лиственные деревья	0,2–0,4	0,0143-0,0276
Изменение лишайники — клюква	0,2–0,4	0,0143-0,0276
Изменение брусника — черника	0,4–0,6	0,0276-0,0429
Изменение черника \rightarrow трава (grass)	1–2	0,0714-0,1429
Изменение трава → (пряные) травы (<i>herbs</i>)	3–5	0,2143-0,3571

Хотя, согласно данным публикаций, питательные дисбалансы могут возникать, когда выщелачивание азота превышает естественные фоновые значения (Van Dam 1990), доказательств прямого соотношения между выщелачиванием азота и изменениями в растительности нет. В целом, низкие значения выщелачивания из вышеприведенной таблицы ведут к критическим нагрузкам, которые оказывются ниже эмпирических данных об изменениях растительности (e.g. Bobbink et al. 1998). Изменения же провоцируются увеличением доступности азота, вызванным усилением его круговорота (Berendse et al. 1987).

Допустимое выщелачивание азота можно также вывести с целью избежания азотного загрязнения грунтовой воды, при помощи, например, установленного Европейской комиссией намеченного или предельного значения (25 и 50 мг(N)/л, соотв.) в качестве допустимой (но высокой!) концентрации.

5.3.1.3 Источники и вывод входных данных

Очевидными источниками входных данных для расчета критических нагрузок являются измерения на изучаемом объекте. Однако во многих случаях таковых в наличии нет. Дискуссию об источниках и приемниках азота можно найти в Hornung et al. (1995) и UNECE (1995). Обзор некоторых источников данных и параметров по умолчанию, а также процедур их вывода делается ниже.

Иммобилизация азота:

Символ N_i обозначает долгосрочную чистую иммобилизацию (аккумуляцию) азота в корневой зоне, т.е. непрерывное наращивание устойчивых соединений углерода и азота в (лесных) почвах. Иными словами, эта иммобилизация азота не должна вести к серьезным изменениям в преобладающем отношении C/N. Это следует отличать от высоких количеств азота, накапливающихся в почвах за многие годы (десятилетия) из-за увеличенного отложения азота, что ведет к уменьшению отношения C/N в верхнем слое почвы.

Используя данные по шведским участкам лесной почвы, Rosén et al. (1992) оценили годичную иммобилизацию азота со времени последнего оледенения в 0,2–0,5 кг(N)/га/год. Учитывая, что иммобилизация азота вероятно выше в более теплых климатах, для N_i можно использовать значения вплоть до 1 кг(N)/га/год, не вызывая невыносимой аккумуляции азота в почве. Следует однако отметить, что в расчетах критической нагрузки использовались даже более высокие значения (более близкие к нынешним скоростям иммобилизации). Несмотря на проводившиеся исследования способности лесов к абсорбции азота (см., напр., Sogn et al. 1999), консенсус относительно долгосрочных терпимых скоростей иммобилизации все еще отсутствует.

Впитывание азота:

Расход впитывания N_u равняется долгосрочному среднему удалению азота из экосистемы. Для хозяйственно не используемых экосистем (напр., национальных парков) долгосрочное (в установившемся состоянии) чистое впитывание в сущности равно нулю, а в хозяйственно используемых лесах оно является долгосрочным чистым впитыванием на рост. Характер лесозаготовки исключительно важен, т.е. имеет значение, какая часть дерева изымается: только стволы, стволы плюс (частично) ветви или же стволы плюс ветви плюс листья/хвоя (т.е. все дерево). Тогда впитывание азота рассчитывается так:

(5.7)
$$N_{U} = \frac{N, y даленный с биомассой заготовленной древесены (г - экв/га)}{интервалы между лесозаготовками (оборот рубки) (год)}$$

Количество азота в заготовленной биомассе (стволы и ветви) можно рассчитать так:

(5.8)
$$N_u = k_{gr} \cdot \rho_{st} \cdot \left(ctN_{st} + f_{br,st} \cdot ctN_{br} \right)$$

где k_{gr} – средняя ежегодная скорость роста (м³/га/год), ρ_{st} – плотность стволовой древесины (кг/м³), ctN – содержание азота в стволах (индекс st) и ветвях (индекс br) (г-экв/кг) и $f_{br,st}$ – массовое соотношение «ветви-ствол» (кг/кг). В случае заготовки только стволов долей ветвей следует пренебречь.

Значения плотности стволовой древесины у большинства деревьев находятся в пределах 400–500 кг/м³ для хвойных и 550–700 кг/м³ для лиственных. Отношение «ветви-ствол» составляет примерно 0,15 кг/кг для хвойных и 0,20 кг/кг для лиственных. Согласно шведским данным (Rosén 1990; см. тж. Reinds et al. 2001), содержание азота в стволах составляет 1 г/кг у хвойных и 1,5 г/кг у лиственных, а в ветвях у всех видов деревьев содержится 4 г/кг азота на юге и 2 г/кг на севере. В недавнем отчете Jacobsen et al. (2002) подвели итоги результатов большого числа исследований на эту тему, и в Таблице 5-8 представлены средние содержания элементов в 4 крупнейших видах деревьев, как в стволах, так и в ветвях. Показатели по азоту надо умножить на 1/14=0,07143, чтобы выразить содержание азота в г-экв/кг.

Таблица 5-8: Среднее (со станлартным отклонением) содержание элементов в стволах и ветвях (в том числе в коре ствола и ветвей) четырех видов деревьев (Jacobsen et al. 2002; число пунктов данных находится в пределах от 6 до 32).

Вид дерева	Содержание (г/кг) в стволах (вкл. кору)				Содержание (г/кг) в ветвях (вкл. кору)			
	Ν	Ca ^{a)}	Mg	K	Ν	Ca	Mg	K
Дуб	2,10	2,47	0,18	1,05	6,19	4,41	0,44	2,00
quercus spp	(0,46)	(1,42)	(0,07)	(0,51)	(1,02)	(0,65)	(0,14)	(0,47)
Бук	1,54	1,80	0,26	1,04	4,27	4,02	0,36	1,50
fagus sylv.	(0,25)	(1, 12)	(0,09)	(0,13)	(1,36)	(1,91)	(0,13)	(0,44)
Ель	1,22	1,41	0,18	0,77	5,24	3,33	0,53	2,39
picea abies	(0,49)	(0,40)	(0,06)	(0,43)	(1,66)	(1,06)	(0,27)	(1,35)
Сосна	1,09	1,08	0,24	0,65	3,61	2,07	0,43	1,67
pinus sylv.	(0,30)	(0,30)	(0,09)	(0,28)	(1,28)	(0,65)	(0,11)	(0,68)

^{а)}Примечание: для Са включены в статистику пункты данных с карбонатных объектов (участков).

Используемые скорости роста должны быть долгосрочными средними значениями, типичными для данного объекта. Следует отметить, что недавние скорости роста более высоки из-за возросшего поступления азота. Поэтому рекомендуется пользоваться более старыми исследованиями (таблицами урожайности), предпочтительно до 1960-70 гг. Пример использования информации национального кадастра для расчета роста леса (и критических нагрузок) в Германии можно найти в Nagel and Gregor (1999).

Чистое впитывание азота в нелесных и полуестественных экосистемах незначительно, если они не используются для экстенсивного выпаса. Например, в Великобритании чистое удаление азота через овец (баранину/шерсть) вследствие экстенсивного выпаса составляет от 0,5 до 2,0 кг(N)/га/год, в зависимости от плодородия участка и плотности выпаса.

<u>Денитрификация:</u>

Dutch and Ineson (1990) пересмотрели данные по скоростям денитрификации. Типичные значения N_{de} для северных и умеренных экосистем находятся в пределах 0,1–3,0 кг(N)/га/год (=7,14–214,3 г-экв/га/год), причем наивысшие значения относятся к (более) влажным почвам; скорости для хорошо дренируемых почв обычно ниже 0,5 кг(N)/га/год.

Что касается денитрификации, зависящей от отложения, значения доли денитрификации f_{de} приводят De Vries et al. (1993) на основе данных Breeuwsma et al. (1991) и Steenvorden (1984): $f_{de}=0.8$ для торфяных почв, 0,7 для глинистых почв, 0,5 для песчаных почв с глеевыми признаками и $f_{de}=0-0.1$ для песчаных почв без глеевых признаков. Reinds et al. (2001) соотнесли долю денитрификации со статусом дренажа почвы согласно Таблице 5-9:

1a	Гаолица 5-9: Доля денитрификации f_{de} как функция дренажа почвы (Reinds et al. 2001).								
	Статус дренажа	Чрезмерный	ий Хороший Умеренный		Несовершенный	Плохой	Очень		
							плохой		
	f_{de}	0	0,1	0,2	0,4	0,7	0,8		

Таблица 5-9: Доля денитрификации *f_{de}* как функция дренажа почвы (Reinds et al. 2001).

Избыток осадков:

Избыток осадков Q – это количество воды, просачивающейся из корневой зоны. Оно удобно рассчитывавется как разность между осадками и действительной эвапотранспирацией. Во многих случаях эвапотранспирацию должна будет рассчитывать модель, использующая базовые метеорологические входные данные (осадки, температуру, излучение и т.д.). Об основах моделирования эвапотранспирации читать Monteith and Unsworth (1990), а об экстенсивном собрании моделей – см. Вигтаn and Росhop (1994). Исторические временные серии

метеорологических данных можно найти, напр., на сайте Отдела исследований по изменению климата (Climate Change Research Unit, University of East Anglia: <u>www.cru.uea.ac.uk/cru/data</u>).

5.3.2 Критические нагрузки кислотности

5.3.2.1 Выведение модели: модель простого массового баланса (SMB)

Отправным пунктом для выведения критических нагрузок подкисляющих серы и азота для почв является баланс зарядов ионов в выщелачивающем потоке (De Vries 1991):

(5.9)
$$H_{le} + Al_{le} + BC_{le} + NH_{4,le} = SO_{4,le} + NO_{3,le} + Cl_{le} + HCO_{3,le} + RCOO_{le}$$

где индекс *le* означает выщелачивание, *Al* означает сумму всех положительно заряженных разновидностей алюминия, BC – сумма основных катионов (BC=Ca+Mg+K+Na) и RCOO – сумма органических анионов. Член $X_{le}=Q\cdot[X]$ выражает выщелачивание, где [X] – концентрация иона X в почве-растворе, а Q – избыток осадков. Все потоки выражаются в эквивалентах (моли заряда) на единицу площади за единицу времени (г-экв/га/год). Концентрации *OH* и CO_3 принимаются равными нулю, что является разумным допущением даже для карбонатных почв. Выщелачивание кислотонейтрализующей способности (ANC) определяется, как:

$$(5.10) \qquad ANC_{le} = HCO_{3,le} + RCOO_{le} - H_{le} - Al_{le}$$

Комбинация с уравн. 5.9 дает:

$$(5.11) BC_{le} + NH_{4,le} - SO_{4,le} - NO_{3,le} - Cl_{le} = ANC_{le}$$

Это подсказывает альтернативное определение ANC как 'суммы (основных) катионов минус анионы сильных кислот'. Более подробные дискуссии о процессах и понятиях химии (почвы), встречающиеся в контексте подкисления, содержатся, напр., в книгах Reuss and Johnson (1986) или Ulrich and Sumner (1991).

Принимается, что хлорид – это индикаторный ион, т.к. в данном отделе почвы нет источников или приемников хлора, и выщелачивание хлорида поэтому равно отложению Cl (с индексом *dep*):

$$(5.12) Cl_{le} = Cl_{dep}$$

В ситуации установившегося состояния выщелачивание основных катионов должно уравновешиваться чистым поступлением основных катионов. Следовательно, следующее уравнение справедливо:

$$(5.13) \qquad BC_{le} = BC_{dep} + BC_w - Bc_u$$

где индексы w и u обозначают эрозию и чистое впитывание на рост, т.е. чистое впитывание растительностью, нужное для долгосрочного среднего роста. Bc=Ca+Mg+K, отражая то, что Na не впитывается растительностью. Поступление основных катионов из опада и удаление их впитыванием благодаря уходу (необходимому для восстановления запаса основных катионов в листьях) здесь не рассматривается; оба потока принимаются равными (в установившемся состоянии). Кроме этого, конечный бассейн основных катионов на обменных объектах (катионообменная способность, CEC) не рассматривается. Хотя CEC могла бы амортизировать

поступающую кислотность десятилетиями, ее влияние является лишь временным явлением, которое не может приниматься во внимание при рассмотрении долгосрочных условий установившегося состояния.

Выщелачивание сульфатов и нитратов можно связять с отложением этих соединений при помощи массовых балансов для S и N. Относительно S это выглядит так (De Vries 1991):

(5.14)
$$S_{le} = S_{dep} - S_{ad} - S_i - S_u - S_{re} - S_{pr}$$

где индексы ad, i, re и pr обозначают соответственно адсорбцию, иммобилизацию, восстановление и осадки. Обзор круговорота серы в лесах у Johnson (1984) позволяет думать, что впитывание, иммобилизация и восстановление серы в целом незначительны. Адсорбция (и в некоторых случаях осадки с комплексами Al) могут временно вести к сильному накоплению сульфата (Johnson et al. 1979, 1982). Однако сульфат откладывается или высвобождается при адсорбционном комплексе только при *переменах* поступления (отложения), поскольку принимается, что адсорбированная сера находится в равновесии с серой почвенного раствора. Картина ад- и десорбции сульфата по времени может быть описана только динамическими моделями, но в условиях установившегося состояния ад- и десорбция S и осадки/мобилизация не рассматриваются. Поскольку сера полностью оксидирована в профиле почвы, $SO_{4,le}$ равняется S_{le} , и, следовательно:

$$(5.15) \qquad SO_{4,le} = S_{dep}$$

Для азота массовый баланс в почве выгляжит так (см. подразд. 5.3.1):

(5.16)
$$N_{le} = N_{dep} + N_{fix} - N_{ad} - N_i - N_u - N_{de} - N_{eros} - N_{fire} - N_{vol}$$

где индекс *fix* обозначает фиксацию азота, de – денитрификацию, а *eros*, *fire* и *vol* – соответственно потери азота на эрозию, лесные пожары и улетучивание. N_i – долгосрочная иммобилизация N в корневой зоне, а N_u – чистое впитывание на рост (см. выше). Кроме того, выщелачиванием NH₄ можно пренебречь почти во всех лесных экосистемах из-за (предпочтительного) впитывания и полной нитрификации внутри корневой зоны, т.е. $NH_{4,le}$ =0. В силу всех этих допущений уравнение 5.16 упрощается до:

$$(5.17) N_{le} = NO_{3,le} = N_{dep} - N_i - N_u - N_{de}$$

Подстановка уравнений 5.12, 5.13, 5.15 и 5.17 в уравн. 5.11 приводит к следующему упрощенному зарядному балансу для данного отдела почвы:

(5.18)
$$S_{dep} + N_{dep} = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - Bc_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le}$$

Строго говоря, нам следовало бы вместо $NO_{3,le}$ в зарядном балансе подставить не правую сторону уравнения 5.17, а max { N_{dep} - N_t - N_u - N_{de} ,0), поскольку выщелачивание не может стать отрицательным; и то же справедливо для основных катионов. Однако это привело бы к громоздким выражениям критической нагрузки; поэтому мы сохраняем уравн. 5.18, не забывая об этом ограничительном условии.

Поскольку цель Конвенции LRTAP состоит в снижении антропогенных выбросов S и N, сульфат из морской соли не должен рассматриваться в балансе. Чтобы при этом не пострадал зарядный

баланс, к сульфатам, хлоридам и основным катионам прилагается поправка на морскую соль, а в качестве индикатора используется Cl или Na (в зависимости от того, который из них можно с большей уверенностью посчитать происходящим только из морских солей). Обозначив отложения, учитывающие корректуру на морскую соль, астериском, получаем соответственно либо $Cl^*_{dep}=0$, либо $Na^*_{dep}=0$ (и $BC^*_{dep}=Bc^*_{dep}$). О процедурах расчета отложений с корректурой на морскую соль, см. гл. 2.

Для заданных значений по источникам S, N и основных катионов уравнение 5.18 позволяет рассчитать выщелачивание ANC и, следовательно, оценить статус подкисленности почвы. И наоборот, критические нагрузки серы, CL(S), и азота, CL(N), можно рассчитать, определив критическое выщелачивание ANC, т.е. $ANC_{le,crit}$:

(5.19)
$$CL(S) + CL(N) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - Bc_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le,crit}$$

Ранее была определена так называемая критическая нагрузка потенциальной кислотности (см. Sverdrup et al. 1990), как:

$$(5.20) CL(Ac_{pot}) = BC_w - Bc_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le.crit}$$

где $Ac_{pot} = S_{dep} + N_{dep} - BC_{dep}^* + Cl_{dep}^*$. Термин «потенциальная» использован потому, что NH₃ рассматривается, как (потенциальная) кислота, из-за допущения о полной нитрификации. Было определено, что $CL(Ac_{pot})$ в своем определении не содержит членов, отражающих отложение, поскольку отложения основных катионов и хлора не являются в сущности свойством экосистемы и могут со временем меняться (что часто и происходит). Однако, поскольку эти отложения являются предметом переговоров о снижении выбросов, их сохраняют в определении критической нагрузки для удобства.

Еще одно различие делалось ранее (см., напр., Sverdrup and De Vries 1994) между «кислотностью землепользования» $Bc_u - N_t - N_u - N_{de}$ и «кислотностью почвы», которая используется для того, чтобы определить т.наз критическую нагрузку (действительной) кислотности, как:

$$(5.21) CL(A) = BC_w - ANC_{le,crit}$$

Это различие делалось для того, чтобы исключить все переменные, которые могут в долгосрочной перспективе измениться, такие как впитывание основных катионов и азота, на которые влияет лесное хозяйствование, и иммобилизация N и денитрификация, которые могут меняться в ответ на изменения гидрологического режима. Такой ход рассуждений создает две проблемы: (a) остающиеся члены уравн. 5.21 также могут изменяться (напр., выщелачивание ANC зависит от избытка осадков, см. ниже), и (б) впитывание и другие азотные процессы являются определяющей частью самой экосистемы и ее растительности. Иначе говоря, может быть CL(A) и есть критическая нагрузка кислотности *почвы*, но почва как таковая редко бывает «чувствительным элементом», нуждающимся в защите; в защите нуждается растительность, произрастающая на этой почве! Тем не менее, такие количественные показатели, как CL(A), вычисляются и сообщаются, и они играют роль полезного «стенографического» знака, подразумевающего участвующие переменные.

Заметим, что уравн. 5.19 не дает единой критической нагрузки для S или N. Однако приемники азота не могут компенсировать поступающую серную кислотность, и поэтому максимальная критическая нагрузка серы выражена так:

(5.22)
$$CL_{max}(S) = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* + BC_w - Bc_u - ANC_{le,crit} = BC_{dep}^* - Cl_{dep}^* - Bc_u + CL(A)$$

покуда отложение N ниже, чем все приемники азота, формирующие минимальную критическую нагрузку азота, т.е. пока

$$(5.23) N_{dep} \le CL_{min}(N) = N_i + N_u + N_{dep}$$

Наконец, максимальная критическая нагрузка азота (в случае нулевого отложения S) выражется, как:

(5.24)
$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + CL_{max}(S)$$

Три числа: $CL_{max}(S)$, $CL_{min}(N)$ и $CL_{max}(N)$ – выражают функцию критической нагрузки (CLF; описана на Рис. 5.1а). Каждая пара отложений (N_{dep}, S_{dep}), лежащая на функции критической нагрузки, представляет собой критические нагрузки подкисляющих S и N.



Рис. 5.1: Функция критической нагрузки (CLF) серы и подкисляющего азота, определяемая тремя количествами $CL_{max}(S)$, $CL_{min}(N)$ и $CL_{max}(N)$. (а) при постоянной денитрификации N_{de} , и отсюда наклон функции под 45°; (б) при денитрификации, зависящей от отложения, что приводит к меньшей $CL_{min}(N)$ и более пологому наклону, который зависит от f_{de} . Серая зона ниже CLF соответствует парам отложений, приводящим к тому, что выщелачивание ANC превышает $ANC_{le,crit}$ (непревышение критических нагрузок; см. гл. 6).

При выведении критических нагрузок, показанном выше, принимается, что источники и приемники азота не зависят от отложения азота. Вряд ли это будет так, и, как в подразд. 5.3.1, мы рассматриваем также случай денитрификации, линейно связанной с чистым поступлением азота. Подстановка уравнения 5.4 вместо N_{de} в уравнения, приведенные выше, приводит к следующим выражениям для $CL_{min}(N)$ и $CL_{max}(N)$:

$$(5.25) CL_{min}(N) = N_i + N_u$$

И

(5.26)
$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + \frac{CL_{max}(S)}{1 - f_{de}}$$
где f_{de} ($0 \le f_{de} < 1$) – доля денитрификации; $CL_{max}(S)$ остается тою же (ур.5.22). На Рис. 5.1b показан пример функции критической нагрузки при $f_{de} > 0$.

5.3.2.2 Химические критерии и критическое выщелачивание кислотонейтрализующей способности

Выщелачивание кислотонейтрализующей способности (ANC) определяется в ур. 5.10. В простейшем случае бикарбонатом (HCO₃) и органическими анионами (RCOO) пренебрегают, поскольку они не вносят существенного вклада при низких значениях pH (но см. ниже). В этом случае выщелачивание ANC выражается так:

(5.27)
$$ANC_{le} = -H_{le} - Al_{le} = -Q \cdot ([H] + [Al])$$

где Q – избыток осадков в м³/га/год (см. данные в подразд. 5.3.1.3).

Именно при расчете ANC_{le} устанавливается критический химический критерий воздействий на рецептор. Важно отобрать самый подходящий метод расчета ANC_{le} , т.к. различные методики могут принести очень разные критические нагрузки. Если, для одной и той же экосистемы, критические нагрузки рассчитывать по разным критериям, конечной критической нагрузкой будет наименьшая из рассчитанных. Главное решение при установлении критерия будет зависеть от того, к чему рассматриваемый рецептор более чувствителен: к неблагоприятным условиям pH или к токсичным эффектам алюминия. Тогда можно рассчитать ANC_{le} либо назначив в качестве критерия ион водорода (т.е. критическое pH почвы-раствора) и рассчитав критическую концентрацию алюминия, или же наоборот.

Отношение между [H] and [AI] описано (видимым) равновесием Гиббсита:

$$[Al] = K_{gibb} \cdot [H]^3$$

(5.28) или
 $[H] = ([Al] / K_{gibb})^{c_{1/3}}$

где K_{gibb} – постоянная равновесия гиббсита (см. ниже). Ур. 5.28 используется для расчета (критической) концентрации Al по заданной протонной концентрации, или наоборот.

Различные критические химкритерии перечислены ниже вместе с уравнениями для расчета $ANC_{le,crit}$. В этом контексте читатель может также ознакомиться с протоколами Экспертного семинара по химическим критериям и критическим нагрузкам ('Chemical Criteria and Critical Limits'; UNECE 2001, Hall et al. 2001).

Критерии, связанные с алюминием:

Алюминиевые критерии обычно считаются наиболее подходящими для минеральных почв с низким содержанием органического вещества. Ниже перечисляются три наиболее часто использующихся критерия.

(а) Критическая концентрация алюминия:

Были предложены критические пределы по Al для лесных почв, напр., [*Al*]_{crit}=0,2 г-экв/м³. Они особенно полезны для защиты питьевой (грунтовой) воды, напр., европейский стандарт питьевой

воды по [*Al*] составляет максимум 0,2 мг/л (около 0,02 г-экв/м³). Тогда *ANC*_{*le,crit*} можно рассчитать так:

(5.29)
$$ANC_{le,crit} = -Q \cdot \left(\left(\left[Al \right]_{crit} / K_{gibb} \right)^{1/3} + \left[Al \right]_{crit} \right) sdf$$

(б) Критическое соотношение основных катионов и алюминия:

Для почв наиболее широко используется связь между химическим статусом почвы и реакцией растений (повреждением мелких корней) через критическое молярное отношение концентраций основных катионов (Bc=Ca+Mg+K) и Al в почвенном растворе, обозначаемое (Bc/Al)_{crit}. Значения для широкого множества видов растений можно найти в Sverdrup and Warfvinge (1993). Наиболее широко применяется значение (Bc/Al)_{crit}=1, значение для хвойных лесов.

Критическое выщелачивание Al рассчитывается из выщелачивания основных катионов (сравн. ур. 5.13):

(5.30)
$$Al_{le,crit} = 1.5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc/Al)_{crit}} = 1.5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit}}$$

Коэффициент 1,5 появляется из превращения молей в эквиваленты (принимая К двухвалентным). При помощи уравнений 5.27 и 5.28 получается критическое выщелачивание ANC:

(5.31)
$$ANC_{le,crit} = -Q^{2/3} \cdot \left(1.5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{K_{gibb} \cdot (Bc/Al)_{crit}} \right)^{1/3} - 1.5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{(Bc/Al)_{crit}}$$

Отметим, что выражение $Bc_{le}=Bc_{dep}+Bc_w-Bc_u$ должно быть неотрицательным. В сущности, высказывалась точка зрения, что оно должно быть выше минимального выщелачивания или, точнее, существует минимальная концентрация основных катионов в выщелоченном веществе, ниже которого растительность не в состоянии их впитать, т.е. Bc_{le} устанавливается равным max $\{0, Bc_{dep}+Bc_w-Bc_u-Q\cdot[Bc]_{min}\}$, при $[Bc]_{min}$ порядка 0,01 г-экв/м³.

Альтернативно, если посчитать это более целесообразным, можно воспользоваться критическим молярным отношением кальция к алюминию в почвенном растворе, заменяя все *Bc*-члены в уравн. 5.31 *Ca*-членами.

(в) Критическая скорость мобилизации алюминия:

Критическое выщелачивание ANC может рассчитываться также при помощи критерия, предназначенного для предупреждения истощения вторичных фаз и комплексов алюминия, которое может вызвать структурные изменения в почвах и дальнейшее снижение pH. Истощение алюминия происходит, когда отложение кислоты ведет к выщелачиванию алюминия сверх алюминия, выделенного при эрозии главных минералов. Таким образом, критическое выщелачивание Al выражается через:

$$(5.32) Al_{le,crit} = Al_w$$

где Al_w – эрозия Al из главных минералов (г-экв/га/год). Эрозию Al можно соотнести с эрозией основных катионов *Bc* через:

$$(5.33) Al_w = p \cdot BC_w$$

где *p* – стехиометрическое отношение Al к эрозии BC в главных минералах (г-экв/г-экв); по умолчанию *p*=2 для типичной минералогии североевропейских почв (диапазон: 1,5–3,0). Тогда критическое выщелачивание ANC

(5.34)
$$ANC_{le,crit} = -Q^{2/3} \cdot \left(\frac{p \cdot BC_w}{K_{gibb}}\right)^{1/3} - p \cdot BC_w$$

Критерии иона водорода:

Для почв с высоким содержанием органического вещества рекомендуется протонный критерий. Ниже представлены два таких критерия.

(а) Критическое рН:

Критический уровень pH устанавливается, как pH, ниже которого рецептор испытывает отрицательные последствия. Для лесных почв предлагались определенные критические пределы, например, *pH*_{crit}=4,0 (соответствует [*H*]_{crit}=0,1 г-экв/м³). Тогда *ANC*_{le,crit} можно рассчитать, как:

(5.35)
$$ANC_{le,crit} = -Q \cdot \left([H]_{crit} + K_{gibb} \cdot [H]_{crit}^3 \right)$$

(б) Критическое отношение «основные катионы/протоны»:

Для органических почв, не содержащих (гидр)оксидов алюминия (таких, как торфяные земли), предлагается использовать критическое молярное отношение основных катионов к протонам (*Bc/H*)_{crit}. Тогда критическое выщелачивание ANC выражается так (выщелачивания алюминия нет!):

$$(5.36) \qquad ANC_{le,crit} = 0.5 \cdot \frac{Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u}{(Bc/H)_{crit}}$$

где коэффициент 0,5 учитывает превращение молей в эквиваленты. Для органических почв эрозией в уравн. 5.36 можно будет, вероятно, пренебречь ($Bc_w=0$). Значения, предлагаемые для (Bc/H)_{crit}, выражаются как кратные значений (Bc/Al)_{crit}, которые располагаются от 0,3 для лиственных деревьев и наземного растительного покрова до 1 для ели и сосны (Sverdrup and Warfvinge 1993).

Критическая насыщенность основаниями

Насыщенность основаниями, т.е. доля основных катионов в комплексе катионного обмена, является индикатором кислотного статуса почвы, и может оказаться желательным поддерживать этот бассейн выше определенного уровня во избежание нехватки питательных веществ. Таким образом, в качестве критерия для расчета критических нагрузок кислотности можно выбрать критическую (допустимую, минимальную) насыщенность основаниями (см. Hall et al. 2001, UNECE 2001).

Чтобы соотнести насыщенность основаниями с ANC, необходимо описание обмена катионами между обменным комплексом и почвенным раствором. В динамических почвенных моделях наиболее широко используются два описания: модели обмена Гапона (Gapon) и Гейнса-Томаса (GainesThomas). О сравнении различных моделей обмена и их влиянии на соотношения между насыщенностью основаниями и концентрациями почвенного раствора см. Reuss (1983).

Рассмотрим для примера описание обмена между H, Al и Bc=Ca+Mg+K, как оно осуществлено в *Очень Простой Динамической (Very Simple Dynamic, VSD)* модели, а также в модели SAFE (см. Posch et al. 2003а или главу 6 о динамическом моделировании). Для обеих моделей критическая концентрация [*H*]_{crit} может быть получена решением уравнения типа:

(5.37)
$$A \cdot [H]_{crit}^{p} + B \cdot [H]_{crit} = 1 - E_{Bc,crit}$$

для которого коэффициенты А, В и показатель степени р даны в Таблице 5-10.

Tuomindu e To: Troop pridrient Br B Spabin e is / Abin Modelin e contenu i anona i i entrea Toxicean						
Модель обмена	A	р	В			
Gapon	$K_{Alox}^{1/3} \cdot k_{AlBc} \cdot E_{Bc,crit} / \sqrt{[Bc]}$	a/3	$k_{HBc} \cdot E_{Bc,crit} / \sqrt{[Bc]}$			
Gaines-Thomas	$K_{Alox} \cdot \sqrt{K_{AlBc} \cdot (E_{Bc,crit} / [Bc])^3}$	а	$\sqrt{K_{HBc} \cdot E_{Bc,crit} / [Bc]}$			

Таблица 5-10: Коэффициенты в уравн. 5.37 для модели обмена Гапона и Гейнса-Томаса.

Примечание: применялось обобщенное отношение $[Al] = K_{Alox}[H]^a$ (см. ниже).

Вообще-то /в принципе/ уравн. 5.37 – нелинейное, и должно будет решаться численно. Только для модели Гапона и для равновесия гиббсита (*a*=3, *K*_{Alox}=*K*_{gibb}) оно становится линейным уравнением с решением:

$$[H]_{crit} = K_{Gap} \cdot \sqrt{[Bc]} \cdot \left(\frac{1}{E_{Bc,crit}} - 1\right)$$

(5.38)

при

$$K_{Gap} = \frac{1}{k_{HBc} + k_{AlBc} \cdot K_{gibb}^{1/3}}$$

где k_{HBc} и k_{AlBc} – два (присущих объекту) коэффициента селективности, описывающие катионный обмен, и $[Bc]=Bc_{le}/Q$, как выше. Тогда $[Al]_{crit}$ рассчитывается из равновесия гиббсита (ур. 5.28), и отсюда, в свою очередь, через уравн. 5.29 можно получить критическое выщелачивание ANC. Значения коэффициентов селективности для гаммы типов (голландских) почв и комбинаций обменных ионов приведены в De Vries and Posch (2003).

На Рис. 5.2 показано критическое выщелачивание ANC для диапазона констант K_{Gap} . Этот диапазон охватывает широкий диапазон значений констант обмена. Из иллюстрации видно, что выщелачивание ANC очень чувствительно к низким значениям критической насыщенности основаниями.



Рис. 5.2: Критическое выщелачивание ANC (определенное из ур. 5.27, для Q = 1 м/год) как функция критической насыщенности основаниями, $E_{B_{c,crit}}$, для $[B_c]=0,02$ г-экв/м³, $K_{gibb}=10^8$ и $K_{Gap}=0,005$ (крайняя левая кривая), 0,01, 0,03 и 0,05 (крайняя правая кривая). (Для получения $ANC_{le,crit}$ для произвольного Q, умножать значения по вертикальной оси на Q м/год; см. тж. Рис. 5.4 ниже.)

Насыщенность основаниями также используется как критерий в «Плане действий губернаторов штатов Новой Англии и восточных провинций Канады по кислотным дождям» (Acid Rain Action Plan) для расчета отложений S и N, допустимых для нагорных лесов при помощи модели SMB (NEG/ECP 2001).

5.3.2.3 Источники и вывод входных данных

Очевидными источниками входных данных для расчета критических кислотных нагрузок являются измерения на изучаемых объектах. Однако во многих случаях такие измерения отсутствуют. О данных по различным количествам азота см. подразд. 5.3.1. Некоторые источники данных, величины по умолчанию для других переменных и процедуры их вывода изложены ниже. Постоянная равновесия <u>гиббсита (K_{gibb})</u>:

Постоянная равновесия, соотносящая концентрацию Al c pH (ур.5.28), зависит от почвы. Таблица 5-11 представляет диапазоны K_{gibb} (и pK_{gibb} = $-\log_{10}(K_{gibb}$ (моль/л)⁻²) как функцию содержания органических веществ в почве. Широко используется значение по умолчанию K_{gibb} = 10^8 (моль/л)⁻²= $300 \text{ м}^6/\text{г}$ -экв².

Тип почвы; слой	Органическое	K_{gibb} (м ⁶ /г-экв ²)	$-pK_{gibb}$
	вещество (%)		
Минеральные почвы; слой С	<5	950-9500	8.5–9.5
Почвы с низким содержанием орг.	5-15	300-3000	8–9
вещества; слои В/С			
Почвы с некоторым содержанием орган.	15-30	100	7.6
вещ-ва; слои А/Е			
Торфянистые и органические почвы;	>70	9.5	6.5
органические слои			

Таблица 5-11: Диапазоны *K_{gibb}* как функция содержания органического вещества в почве.

При наличии достаточных эмпирических данных для вывода отношения между [*H*] и [*Al*], им должно отдаваться предпочтение перед равновесием гиббсита (см. подразд. 5.3.2.4).

Отложение основных катионов и хлорида:

Отложения основных катионов и хлорида, входящие в расчеты критической нагрузки, должны быть отложением после принятия всех возможных мер по снижению (в идеале – неатропогенным отложением), и в них должна быть внесена поправка на морскую соль. Данные наблюдений в европейском масштабе можно получить из Химического координационного центра ЕМЕР (www.emep.int) или из национальных источников. Подробнее в гл. 2.

Эрозия /Выветривание/ основных катионов:

Эрозией здесь называются выпуск основных катионов из минералов в почвообразующую породу в силу химического растворения, и нейтрализация и выработка щелочности, связанные с этим процессом. Это понятие следует отличать от обнажения основных катионов из ионообменных комплексов (катионный обмен) и от деградации органического вещества почвы. Предлагалось много методов определения скоростей эрозии. Здесь перечисляются (в порядке нарастания сложности) методы с самым высоким потенциалом для региональных применений.

(а) Скоклостерское задание:

Это (полу)эмпирический метод, придуманный на Семинаре по критическим нагрузкам в Скоклостере (Skokloster, Швеция) (Таблица 1, стр. 40 в Nilsson and Grennfelt 1988). Подробности можно найти в разделе, посвященном эмпирическим критическим кислотным нагрузкам (подрзд. 5.2.2).

(б) Приближение на основании типа и механического состава почвы:

Поскольку скорости эрозии контролируются минералогией, европейские (лесные) почвы были классифицированы по скоростям эрозии (De Vries et al. 1993) на основании класса механического состава (текстуры) и класса почвообразующей породы. Классы текстуры определены в Таблице 5-12 как функция содержания в них глины и песка:

Класс текстуры	Наименование	Определение
1	крупнозернистая	глина < 18 % и песок ≥ 65 %
2	средняя	глина < 35% и песок > 15 %,
		но глина ≥ 18 %, если песок ≥ 65 %
3	средне-мелкозернистая	глина < 35% и песок < 15 %
4	мелкозернистая	35 % ≤ глина < 60 %
5	очень мелкозернистая	глина ≥ 60 %

Таблица 5-12: Классы текстуры почвы как функция содержания в них глины и песка (Eurosoil 1999).

При помощи классификации почв ФАО (FAO 1981) для каждого типа почвы был определен класс почвообразующей породы в Таблице 5-13 (обновлено в De Vries et al. 1993).

Таблица 5-13: Классы почво	образующей породы	для обычных типов	почвы ФАО (Р	osch et al. 2003b).
	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	A		

Почвообразующая	Тип почвы согласно ФАО
порода	
Кислая	Ah, Ao, Ap, B, Ba, Bd, Be, Bf, Bh, Bm, Bx, D, Dd, De, Dg, Gx, I, Id, Ie, Jd, P,
	Pf, Pg, Ph, Pl, Po, Pp, Q, Qa, Qc, Qh, Ql, Rd, Rx, U, Ud, Wd
Промежуточная	A, Af, Ag, Bv, C, Cg, Ch, Cl, G, Gd, Ge, Gf, Gh, Gi, Gl, Gm, Gs, Gt, H, Hg, Hh,
	Hl, J, Je, Jm, Jt, L, La, Ld, Lf, Lg, Lh, Lo, Lp, Mo, R, Re, V, Vg, Vp, W, We
Основная	F, T, Th, Tm, To, Tv
Органическая	O, Od, Oe, Ox

Кислые: песок (песчаник), гравий, гранит, кварцин, гнейс (сланец, сланцевая глина, серая вакка, ледниковый тиль)

Промежуточные: гронодиорит, лесс, речные и морские осаждения (сланец, сланцевая глина, серая вакка, ледниковый тиль)

Основные: габбро, базальт, доломит, вулканические отложения.

Из класса текстуры и почвообразующей породы класс скорости эрозии определяется по Таблице 5-14 (модифицирована на базе De Vries et al. 1993).

Таблица 5-14: Классы скоростей эрозии как функция текстуры и почвообразующей породы (Posch et al. 2003b).

Почвообразующая	Класс текстуры				
порода	1	2	3	4	5
Кислая	1	3	3	6	6
Промежуточная	2	4	4	6	6
Основная	2	5	5	6	6
Органическая	класс 6 для Ое	класс 6 для Ое и класс 1 для остальных органических почв			

Тогда действительная скорость эрозии (г-экв/га/год) для некарбонатной почвы глубиной z (м) рассчитывается так:

(5.39)
$$BC_{w} = z \cdot 500 \cdot (WRc - 0.5) \cdot \exp\left(\frac{A}{281} - \frac{A}{273 + T}\right)$$

где WRc – класс скорости эрозии (Таблица 5-14), T (°C) – средняя годовая температура (почвы) и A=3600 К (Sverdrup 1990). Для карбонатной почвы, критические нагрузки для которой в сущности не представляют интереса, можно установить, напр., WRc=20 в уравн. 5.39.

Вышепоказанная процедура дает скорости эрозии для BC=Ca+Mg+K+Na. Однако для расчета критического выщелачивания ANC по ур. 5.31, нужна скорость эрозии для Bc=Ca+Mg+K. Приблизительное значение Bc_w можно получить, умножив BC_w на коэффициент от 0,70 для бедных песчаных почв до 0,85 для богатых (песчаных) почв. Van der Salm et al. (1998) (для текстур классов 2–5, см. Таблицу 5-12) и De Vries (1994) (для текстуры 1-го класса) дают регрессивные уравнения скоростей эрозии Ca, Mg, K и Na как функции содержания песка (и ила) в почве; при их помощи можно разбить BC_w на индивидуальные скорости эрозии.

(в) Корреляция полного содержания основных катионов:

При помощи «циркониевого метода» Olsson et al. (1993) вывели, на данных 11 шведских объектов, корреляцию между исторически средними скоростями эрозии основных катионов и полным содержанием соответствующего элемента в непотревоженной подпочве, с дополнительной температурной корректурой. Для Са, Мg и K уравнения таковы (Olsson et al. 1993, переведено в г-экв/га/год):

(5.40)

$$Ca_{w} = 0.13 \cdot (Ca)_{tot} \cdot ETS - 55.5$$

 $Mg_{w} = 0.23 \cdot (Mg)_{tot} \cdot ETS - 24.1$
 $K_{w} = 0.05 \cdot (K)_{tot} \cdot ETS - 79.8$

где $(X)_{tot}$ – полное содержание элемента X (в % сухого веса) в крупнозернистой фракции (<2мм) непотревоженной почвы горизонта C; *ETS* – годовая сумма ежедневных температур над порогом в +5°C. Эти формулы применялись с осторожностью, поскольку они основаны на геологической истории Северных стран и (а) не предсказывают глубину подверженной эрозии почвы, которая, как было обнаружено, варьирует между 20 и 200 см, согласно полевым данным, и (б) отражают не столь многие типы почв (в основном подзолы).

Отчасти используя шведские данные (7-8 объектов, в зависимости от элемента, покрывающие эродируемую глубину от 20 до 100 см), этот метод адаптировали в Финляндии для оценки скоростей эрозии в масштабе страны (Johansson and Tarvainen 1997, Joki-Heiskala et al. 2003).

(г) Расчет скоростей эрозии при помощи модели PROFILE:

Скорости эрозии можно вычислять при помощи многослойной модели установившегося состояния PROFILE (Warfvinge and Sverdrup 1992 and 1995). Основными входными данными являются минералогия сайта или полный элементный анализ, из которого минералогия выводится при помощи нормативной процедуры. Изначально присущие скорости эрозии каждого минерала модифицируются под влиянием концентрации протонов, основных катионов, алюминия и органических анионов, а также парциального давления CO₂ и температуры. Полная скорость эрозии пропорциональна глубине почвы и площади увлажненной поверхности всех присутствующих минералов. См. теоретические обоснования модели скорости эрозии у Sverdrup (1990). Дальнейшая информация о модели PROFILE: www2.chemeng.lth.se.

(д) Другие методы:

Скорости эрозии можно также получить оценочно из бюджетных исследований малых водосборов (см., напр., Paces 1983). Надо учесть, однако, что бюджетные исследования легко переоценивают скорости эрозии там, где имеется значительное высвобождение катионов вследствие эрозии коренной породы. Другие методы перечислены и описаны в Sverdrup et al. (1990).

Впитывание основных катионов:

Поток впитывания основных катионов, Bc_u , входящий в расчеты критической нагрузки, есть долгосрочное среднее удаление основных катионов из экосистемы. Потоки впитывания должны рассчитываться для каждого индивидуального основного катиона (Ca, Mg and K) отдельно. Рассуждения и расчеты остаются точно такими же, как для впитывания азота (см. подразд. 5.3.1). Средние содержания Ca, Mg и K в стволах и ветвях можно найти в Таблице 5-8 (см. тж. Jacobsen et al. 2002). Значения должны умножаться на 2/40,08, 2/24,31 and 1/39,10 для Ca, Mg и K, соответственно, для получения содержания в г-экв/кг.

Чистое впитывание основных катионов (долгосрочное) ограничивается их наличием вследствие отложения и эрозии (пренебрегая истощением обменных основных катионов). Далее, основные катионы не будут поглощаться ниже определенной концентрации в почвенном растворе, или из-за других ограничивающих факторов, таких, как температура. Таким образом, значения, поступающие в расчеты критической нагрузки должны иметь такие ограничительные условия:

$$Y_u \le Y_{dep} + Y_w - Q \cdot [Y]_{min}$$

(5.41)

$$Y = Ca, Mg, K$$

ДЛЯ

Это предпочтительно по сравнению с ограничением в виде суммы $Bc_u=Ca_u+Mg_u+K_u$ (см. ур.5.31). Предлагаются величины 5 мг-экв/м³ для $[Ca]_{min}$ и $[Mg]_{min}$, и ноль для $[K]_{min}$ (Warfvinge and Sverdrup 1992). Следует также учесть, что растительность поглощает питательные вещества в примерно постоянных (присущих виду растения) пропорциях. Таким образом, подправив значение впитывания по одному элементу, следует пропорционально подправить значения по остальным элементам (в том числе по азоту).

5.3.2.4 Возможные расширения модели SMB

Ниже делается три предложения по расширению применимости модели SMB, как в видах улучшение расчетов критических нагрузок, но также и с целью улучшить совместимость с динамическими моделями. Все три предложения «обратно-совместимы», т.е. при установке ключевых параметров на ноль получается первоначальная модель SMB. О прежней дискуссии по этим расширениям см. тж. Posch (2000).

(а) Обобщение отношения АІ-Н:

В модели SMB отношение между концентрацией Al и pH описано как равновесие гиббсита (см. yp.5.21). Однако на концентрации алюминия, особенно в верхнем слое почвы, может влиять комплексация алюминия с органическим веществом (Cronan et al. 1986, Mulder and Stein 1994). Поэтому равновесие гиббсита в модели SMB можно обобщить, как

$$(5.42) \qquad [Al] = K_{Alox} \cdot [H]^a$$

с константой равновесия K_{Alox} и показателем степени *a*. Очевидно, что равновесие гиббсита является частным случаем уравнения 5.42 (при заданных *a*=3 и $K_{Alox}=K_{gibb}$). Показатель степени *a* and K_{Alox} зависят от типа и особенно от горизонта почвы. К примеру, в Таблице 5-15 представлены значения K_{Alox} и *a* для различных групп и глубин почв, выведенные из нескольких сотен проб голландского лесного почвенного раствора (см. Van der Salm and De Vries 2001).

Тип почвы	Глубина (см)	$\log_{10} K_{Alox}^{a)}$	a	Ν
Bce	гумусный слой	-1.03	1.17	275
Песчаные почвы	0-10	3.54	2.26	274
	10-30	5.59	2.68	377
	30-100	7.88	3.13	271
Лессовые почвы	0-10	-0.38	1.04	45
	10-30	3.14	1.83	46
	30-100	4.97	2.21	40
Глина	все глубины	4.68	2.15	152
Торф	все глубины	1.41	1.85	163

Таблица 5-15: Оценочные значения K_{Alox} и показателя степени *a*, основанные на регрессии между pAl и pH в почвенном растворе голландских лесов (N = количество проб).

^{а)} Значения для K_{Alox} выведены из [Al] и [H] в моль/л; мера измерения K_{Alox} зависит от a; это (моль/л)^{1-a}.

Данные Таблицы 5-15 показывают, что стандартная постоянная равновесия гиббсита и a=3 являются допустимыми для (голландских) песчаных почв. Однако другими оказывются значения, получаемые для торфяных, а также для лессовых или глиняных почв (особенно для неглубоких частей почвы, где содержание органического вещества выше всего). Данные интенсивного мониторинга лесных участков показывают существование устойчивой корреляции между *a* и $\log_{10}K_{Alox}$ (De Vries et al. 2003, p.118), что подчеркивает невозможность выбрать один из этих параметров независимо от другого.

Рис. 5.3 показывет соотношение между [H] и [Al], а также его логарифмическую форму для различных значений K_{Alox} и *а*. Определяя pX= $-\log_{10}[X]$, где [X] задан в моль/л, получают pH= $3-\log_{10}([H])$, если [H] выражено в г-экв/м³; а для [Al] в г-экв/м³ получается соотношение pAl= $3-\log_{10}([Al]/3)$.



Рис. 5.3: Соотношения между H и концентрацией Al в г-экв/м³ (слева) и в их логарифмических формах (справа) для $K_{Alox} = 10^1$, a=2 and $K_{Alox} = 10^{4.5}$, a=1,3 (сплошные линии), а также три равновесия гиббсита (a=3) при $K_{gibb} = 10^7$, 10^8 и 10^9 (штриховые линии). NB: [H]=0,1 г-экв/м³ соответствует pH=4.

Отметим, что при использовании уравнения 5.42 вместо ур.5.28 формулы для *ANC*_{*le,crit*} надо также адаптировать (главным образом, заменой показателя 3 на *a* и 1/3 на 1/*a*).

(б) Учет выщелачивания бикарбоната:

Зарядный баланс (ур.5.9) и определение выщелачивания ANC в ур.5.10 включает также выщелачивание анионов бикарбоната (*HCO*_{3,le}=*Q*·[*HCO*₃]). Концентрация бикарбонатов является функцией pH:

(5.43)
$$[HCO_3] = \frac{K_1 \cdot K_H \cdot p_{CO2}}{[H]}$$

где K_1 – первая константа диссоциации, K_H – константа Генри, и p_{CO2} – парциальное давление CO₂ в почвенном растворе (атм). Обе константы слабо-термозависимы, и значение их произведения при 8°C составляет $K_1 \cdot K_H = 10^{-1.7} = 0,02$ г-экв²/м⁶/атм. Для систем, открытых атмосфере, p_{CO2} составляет примерно 370 частей на миллион или $3,7\cdot10^{-4}$ атм (в 2000 г.). Однако в почвах p_{CO2} обычно выше (от 10^{-2} до 10^{-1} атм, Bolt and Bruggenwert 1976), из-за дыхания и оксидации подгрунтового органического вещества. Производство CO₂ при дыхании в высокой степени зависит от температуры (e.g. Witkamp 1966); на основе температуры почвы и среднего p_{CO2} за сезон роста, Gunn and Trudgill (1982) вывели следующее соотношение:

$$(5.44) \qquad \log_{10} p_{CO2} = -2.38 + 0.031 \cdot T$$

где T – температура (почвы) (°С). Вгоок et al. (1983) представляют подобное уравнение регресии на основании данных по 19 регионам мира. В отсутствие данных или таких соотношений, были предложены следующие диапазоны по умолчанию (Bouten et al., 1987): 5-10-кратное атмосферное давление в органическом слое, 5-15-кратное атмосферное давление в слое Е, 15–20-кратное атмосферное давление в слое В и 15–30-кратное атмосферное в верхнем слое С.

При *p*_{CO2}=0,0055 атм (примерно в 15 раз выше парциального давления CO₂ в воздухе) и *Q*=0,3 м/год, уравн.5.43 дает выщелачивание бикарбоната почти в 100 г-экв/га/год при pH=5,5, и это

количество, которым не всегда можно пренебречь. Поэтому имело бы смысл включить выщелачивание бикарбоната в модель SMB. Это не только сделало бы критические нагрузки более совместимыми с решениями динамических моделей для установившизся состояний, но это также единственная возможность получить положительные значения для выщелачивания ANC! Тогда уравн.5.27 читалось бы так:

(5.45)
$$ANC_{le} = -H_{le} - Al_{le} + HCO_{3,le} = Q \cdot ([HCO_3] - [H] - [Al])$$

Можно было бы использовать все химические критерии, поскольку выщелачивание бикарбоната можно всегда рассчитать из H_{le} через ур.5.43. Мы иллюстрируем влияние бикарбонатов на выщелачивание ANC, перечертив Рис. 5.2, на этот раз используя ур.5.45 для расчета выщелачивания ANC. Сравнение Рис.5.4 и Рис.5.2 показывает, что, в зависимости от параметров объекта, выщелачивание бикарбонатов может делать значительный вклад в общее выщелачивание ANC.



Рис. 5.4: Критическое выщелачивание ANC (при *Q*=1 м/год), *включающая выщелачивание бикарбоната*, как функция критической насыщенности основаниями, *E*_{Bc,crit}, с использованием тех же параметров, что и на Рис. 5.2.

(в) Учет диссоциации органических кислот:

Зарядный баланс (eq.5.9) и определение выщелачивания ANC в ур. 5.10 включают также выщелачивание органических анионов (*RCOO_{le}*). В модели SMB этим пренебрегали по (по меньшей мере) двум причинам: (i) для сохранения простоты модели SMB, и/или (ii) из-за допущения, что концентрация отрицательно заряженных органических анионов уравновешивает положительно заряженные органические комплексы алюминия. Однако это не справедливо для широкого спектра значений pH, и на объектах с высокими концентрациями органического вещества вклад органических анионов в выщелачивание ANC может быть значительным.

Поскольку трудно охарактеризовать (не говоря о том, чтобы смоделировать) разнородную смесь естественно встречающихся растворенных органических веществ, используются так называемые

«аналоговые модели». Самая простая среди них допускает, что диссоциация растворенного органического углерода образует только одновалентные органические анионы:

(5.46)
$$[RCOO^{-}] = \frac{m \cdot DOC \cdot K_{1}}{K_{1} + [H]}$$

где DOC – концентрация растворенного органического углерода (моль(C)/м³), m – концентрация функциональных групп ('плотность заряда', моль/моль(C)) и K_1 – постоянная диссоциации. И DOC, и m суть количества, определяемые объектом. Если оценки DOC часто имеются, данные по m получить труднее. Например, Santore et al. (1995) приводят значения m между 0,014 для образцов врехнего слоя почвы и 0,044 моль/моль(C) для горизонта В в опытном лесу Hubbard Brook в Нью-Гемпшире (США).

Поскольку единственное значение K_1 не всегда удовлетворительно моделирует диссоциацию органических кислот, Oliver et al. (1983) вывели эмпирическое отношение между K_1 и pH:

(5.47)
$$pK_1 = -\log_{10} K_1 = a + b \cdot pH - c \cdot (pH)^2$$

где a=0,96, b=0,90 и c=0,039 (а m=0,120 моль/моль(С)). Отметим: уравн. 5.47 дает K_1 в моль/л. На Рис. 5.5 фракция $m \cdot DOC$, диссоциированная, как функция pH, показана для модели Оливера (Oliver) и для однопротонной кислоты с «широко используемым» значением $pK_1=4.5$.



Рис. 5.5: Фракция органических кислот (*m DOC*), диссоциированная, как функция *pH* для модели Oliver'а (сплошная линия) и для однопротонной модели (ур.5.46) с pK_1 =4.5 (штриховая линия).

Рис. 5.5 показывает, что, в зависимости от количества DOC, вклад органических анионов в выщелачивание ANC, даже при довольно низком pH, может быть значительным.

Для диссоциации органических кислот были предложены и другие модели, которые используются в динамических моделях; это, в частности, двух- и трехпротонные аналоговые модели (см., напр., Driscoll et al. 1994), или более подробные модели специации гумусных веществ, такие как модель WHAM (Tipping 1994). Для расчета критических нагрузок могла бы применяться любая модель, если диссоциация зависит только от [H], так чтобы из $[H]_{crit}$ (или $[AI]_{crit}$) можно было вывести критическое выщелачивание органических анионов.

5.4 Критические нагрузки на водные системы

Цель определения критических нагрузок на водные экосистемы состоит в том, чтобы оценочно установить максимальное(-ые) отложение(-я), ниже которого(-ых) не происходит «значительных вредных воздействий» на биологические виды. Подобно положению с экосистемами суши, в настоящее время нет возможности адекватно моделировать связи между химией воды и биологическими последствиями (см. тж. Wright and Lie 2002); для вывода критических нагрузок в водных экосистемах обычно используются критерии качества воды.

В этом разделе речь пойдет только о моделировании критических кислотных нагрузок на водные экосистемы. Модели ограничиваются пресноводными системами, поскольку моделей для морских экосистем, похоже, не существует. Эмпирические критические нагрузки азота для пресных вод, а также для береговых и морских мест обитания, можно найти в подразд. 5.2.

Нижеследующее описание основывается в большой степени на обзоре в Henriksen and Posch (2001), но с поправками ввиду новой или дополнительной информации, в меру наличия таковой. Описываются три модели расчета критических нагрузок подкисляющих отложений азота и серы. Модели критических нагрузок для поверхностных вод также учитывают, в большей или меньшей степени, их наземный водосбор. Поэтому рекомендуется обратиться к разделу 5.3 по поводу части терминологии и переменных, использовавшихся в контексте критических нагрузок для почв.

5.4.1 Модель химии воды установившегося состояния (SSWC)

5.4.1.1 Выведение модели

Критическая нагрузка озера или реки может быть выведена из текущей химии воды при помощи модели SSWC (*Steady-State Water Chemistry Model*), если известны взвешенные среднегодовые значения, или их оценки. Это предполагает, что весь сульфат SO₄²⁻ в стоке происходит из разбрызгивания морской соли и антропогенного отложения (никакой адсорбции или удержания). Модель использует кислотонейтрализующую способность (ANC) в качестве переменной, связывающей химию воды с чувствительными индикаторными организмами в пресных водах.

В модели SSWC (Sverdrup et al. 1990, Henriksen et al. 1992, Henriksen and Posch 2001) рассчитывается критическая кислотная нагрузка, CL(A), исходя из того, что, для защиты избранной биоты от повреждения, кислотная нагрузка не должна превышать не связанное с морем и деятельностью человека поступление основных катионов, плюс источники и приемники в водосборе минус буфер, т.е.:

(5.48)
$$CL(A) = BC_{dep}^* + BC_w - Bc_u - ANC_{limit}$$

где BC_{dep}^{*} (BC=Ca+Mg+K+Na) – неантропогенное отложение основных катионов с поправкой на морскую соль (с Cl в качестве индикатора; см. гл. 2), BC_w – средний расход эрозии, Bc_u (Bc=Ca+Mg+K) – чистый долгосрочный средний вынос основных катионов биомассой (т.е., среднегодичное удаление основных катионов при заготовках/съеме урожая), и ANC_{limit} – наименьший поток ANC, не приводящий к повреждению избранной биоты. Поскольку средний поток катионов, эродирующих в водосборе и достигающих озера, трудно измерить или вычислить из имеющейся информации, было выведено уравнение критической нагрузки, использующее только данные о качестве воды. Неморской поток основных катионов из озера во время,

предшествовавшее подкислению, *BC**₀, выражется так (все параметры выражены, как ежегодные потоки, т.е. г-экв/м²/год):

$$(5.49) \qquad \qquad BC_0^* = BC_{dep}^* + BC_w - Bc_u$$

Таким образом, для критической нагрузки из уравн. 5.48 имеем:

(5.50)
$$CL(A) = BC_0^* - ANC_{limit} = Q \cdot ([BC^*]_0 - [ANC]_{limit}) ds$$

где второе тождество выражает критическую нагрузку через сток водосбора Q (м/год) и концентраций ([X]=X/Q). При оценке расхода основных катионов до подкисления мы исходим из нынешнего расхода основных катионов, BC_{t}^{*} , выраженного так:

$$(5.51) \qquad BC_t^* = BC_{dep}^* + BC_w - Bc_u + BC_{exc}$$

где BC_{exc} – высвобождение основных катионов вследствие ионообменных процессов. Принимая, что отложение, скорость эрозии и чистое впитывание не изменились со временем, вычитанием уравн. 5.49 из уравн. 5.51 получаем BC_{exc} :

$$(5.52) \qquad \qquad BC_{exc} = BC_t^* - BC_0^*$$

Это избыточное производство на данный день основных катионов в водосборе соотносится с долгосрочными *изменениями* в поступлениях неморских кислотных анионов через т.наз. коэффициент F (см. ниже):

(5.53)
$$BC_{exc} = F \cdot \left(\Delta SO_4^* + \Delta NO_3\right) dsf$$

Таким образом, для расхода основных анионов до подкисления получаем из ур. 5.52 ($\Delta X = X_{t} - X_{0}$):

(5.54)
$$BC_0^* = BC_t^* - F \cdot \left(SO_{4,t}^* - SO_{4,0}^* + NO_{3,t} - NO_{3,0}\right) sda$$

Концентрация нитрата до подкисления, NO_{3.0}, обычно принимается равной нулю.

5.4.1.2 Коэффициент F

Согласно уравнениям 5.52 и 5.53, причем концентрации используются вместо расходов, коэффициент F определяется как отношение изменения концентраций неморских основных катионов к изменениям концентраций анионов сильных кислот (Henriksen 1984, Brakke et al. 1990):

(5.55)
$$F = \left([BC^*]_t - [BC^*]_0 \right) / \left([SO_4^*]_t - [SO_4^*]_0 + [NO_3]_t - [NO_3]_0 \right) s df$$

где индексы t и 0 обозначают концентрации текущие и до подкисления соответственно. Если F=1, все поступающие протоны нейтрализуются в водосборе (подкисление только почвы); при F=0 ни один из поступающих ионов не нейтрализуется в водосборе (подкисление только воды). По эмпирическим оценкам, основанным на анализе исторических данных из Норвегии, Швеции, США

и Канады, коэффициент F располагается в диапазоне 0,2–0,4 (Henriksen 1984). Brakke et al. (1990) позже высказал мысль о том, что коэффициент F должен быть функцией концентрации основных катионов:

(5.56)
$$F = \sin(\frac{\pi}{2}[BC^*]_t/[S]) dasd$$

где [S] – концентрация основных катионов, при которой F=1; для $[BC^*] > [S]$ F задан равным 1. Для Норвегии [S] было установлено на 400 мг-экв/м³ (ок. 8 мг(Са)/л) (Brakke et al. 1990).

В ур.5.56 текущая концентрация основных катионов используется из практических соображений. Чтобы сделать коэффициент F независимым от текущей концентрации основных катионов (и для упрощения функциональной формы), Posch et al. (1993) предложили следующее соотношение между F и концентрацией основных ионов до подкисления [BC^*]₀:

(5.57)
$$F = 1 - \exp(-[BC^*]_0/[B])$$

где [B] — концентрация масштабирования, оценивающаяся в 131 мг-экв/м³ по палеолимнологическим данным из Финляндии (Posch et al. 1993). Подстановка этого выражения в уравн. 5.55 дает нелинейное уравнение для $[BC^*]_0$, которое должно решаться итеративной процедурой. Оба выражения для коэффициента F дают схожие результаты при использовании для расчета критических нагрузок для поверхностных вод в Норвегии (см. Henriksen and Posch 2001).

Использование коэффициента F, определенного как функция концентрации основных катионов (Henriksen 1984), было первоначально основано на данных по норвежским озерам. В Норвегии диапазон стоков широк (0,3–5 м/год), при приблизительном среднем 1 м/год. В других североевропейских странах, таких как Швеция и Финляндия, сток низок по сравнению с большей частью Норвегии. Скорость эрозии водосбора в большой степени зависит от коренной породы и от перегрузки. Так, водосборы с похожими характеристиками коренной породы и перегрузки должны иметь близкие скорости эрозии. Если у одного водосбора высокий сток, напр., 2 м/год, а у другого – низкий, напр., 0,3 м/год, их расходы основных катионов будут близкими, но их концентрации будут значительно различаться. Поэтому в коэффициенте F (ур.5.56) вместо концентрации следует использовать расход основных катионов (Henriksen and Posch 2001):

(5.58)
$$F = \sin\left(\frac{\pi}{2}Q \cdot [BC^*]_t / S\right)$$

где S – расход основных катионов, при котором F=1. По Норвегии оценочное значение S составляет 400 мг-экв/м²/год. Опять же, если $Q \cdot [BC^*]_{t} > S$, то F задается равным 1. Точно так же, расходы следует ввести в формулировку в ур.5.57.

5.4.1.3 Концентрация неантропогенного сульфата

Принимается, что концентрация сульфата до подкисления в озерах, $[SO_4^*]_0$, состоит из постоянного атмосферного вклада и геологического вклада, пропорционального концентрации основных катионов (Brakke et al. 1989):

(5.59)
$$[SO_4^*]_0 = a + b \cdot [BC^*]_t$$

Коэффициенты этого уравнения, оцененные для различных районов и различными авторами, перечислены в Таблице 5-16.

<i>а</i> (мг-экв/м ³)	b	N	r	Ссылка
15	0,16	143	0,38	озера, Норвегия (Brakke et al 1989)
8	0,17	289	0,78	озера, Норвегия (Henriksen and Posch 2001)
5	0,05	n.g.	n.g.	грунтовая вода, Швеция (Wilander 1994)
14	0,10	61	0,29	озера, Финляндия (Posch et al. 1993)
19	0,08	251	0,66	озера, сев. Норвегия+Финляндия+Швеция (Posch et al. 1997)
9,5	0,08	60	0,66	озера, Ирландия (Aherne et al. 2002)

Таблица 5-16: Постоянные для оценки концентрации неантропогенного сульфата при пом. ур. 5.59, выведенные из эмпирических данных (*N* – количество проб, *r* – коэффициент корреляции).

Подробности о процедурах и об источниках данных для оценки этих коэффициентов можно найти в приведенных ссылках. Henriksen and Posch (2001) показывают, что на зону с превышением в норвежских озерах (в 1994 г.) очень мало влияет выбор коэффициентов для расчета неантропогенного сульфата. Подобные же результаты сообщались об ирландских озерах (Aherne and Curtis 2003).

Larssen and Høgåsen (2003) предложили выводить атмосферный вклад в уравн.5.59 из фонового серного отложения, оценка которого получена при помощи моделей атмосферного переноса.

(5.60)
$$[SO_4^*]_0 = S_{dep.0} / Q + b \cdot [BC^*]_t$$

Для южной Норвегии $S_{dep,0}$ составляет примерно 50 мг(S)/м²/год, согласно модели переноса на большие расстояния ЕМЕР, т.е. около 3 мг-экв/м²/год. При варьировании Q между 0,5 и 1 м/год, это дает атмосферный вклад в [SO₄^{*}]₀ порядка 3–6 мг-экв/м³.

Модель SSWC разрабатывалась и особенно хорошо применима для разведенных олиготрофных вод, расположенных на гранитных и гнейсовых коренных породах с тонким покрывающим пластом, составляющих большую часть Фенноскандии, Шотландии, Канады и Ирландии. В таких районах поверхностные воды обычно более чувствительны к кислотным поступлениям, чем почвы. Модель предполагает, что все сульфаты в стоке происходят только лишь из отложения, кроме небольшого вклада геологического происхождения. Для тех районов, где геологические условия приводят к более щелочным водам, модель SSWC надо модифицировать, поскольку в воде стока могут присутствовать значительные количества сульфата из геологических источников. Одна модификация для такого рода условий была разработана для Словакии (Závodský et al. 1995).

5.4.1.4 Предел ANC

Lien et al. (1996) и другие проанализировали статус популяций рыб и беспозвоночных в контексте подкисления поверхностной воды и потери ANC в норвежских озерах и реках. Данные по рыбам поступали из 1095 озер, большей частью из регионального исследования озер, проведенного в 1986 г. (Henriksen et al. 1988, 1989). Критический уровень ANC был различным для разных видов рыб, причем атлантический лосось, а вслед за ним коричневая форель, оказались наиболее чувствительными. Авторы заключили, что атлантический лосось, по-видимому, является хорошим индикатором подкисления рек, а форель представляется полезным индикатором для подкисления озер. На основании оценки популяций рыб и беспозвоночных, в качестве допустимого уровня для норвежских поверхностных вод был предложен критический предел [ANC]=20 мг-экв/м³ (Lien et al. 1996; см. Рис.5.6). Этот предел был широко использован (Кольский п-ов, север России: Moiseenko 1994; южные центральные Альпы: Boggero et al. 1998; Китай: Duan et al. 2000); однако он был

установлен равным нулю в США и Великобритании (CLAG 1995), и в 40 мг-экв/м³ для юга центрального Онтарио (Канада) (Henriksen et al. 2002).



Рис. 5.6: Соотношение между концентрацией ANC в озерной воде и вероятностью повреждения или вымирания популяций рыбы (коричневой форели) в озерах, выведенное из норвежских данных (из Lien et al. 1996). [ось ординат: "вероятность"; далее, слева направо: "вымерла – повреждена – не затронута"]

Lydersen et al. (2004) считали, что предел ANC нужно корректировать в зависимости от массы присутствующих в озере органических кислот. Они показали, что соответствие между наблюдаемым статусом рыб и ANC можно (слегка) улучшить, если использовать "ANC с поправкой на органические кислоты", [ANC]_{oaa} (вместо "стандартного" ANC). Они определяют это количество, как:

(5.61)
$$[ANC]_{oaa} = [ANC] - \frac{1}{3} \cdot m \cdot TOC$$

где $m \cdot TOC$ – полное содержание органического углерода (мг-экв/м³), причем m – плотность заряда). Такая корректура приводит к более низкому пределу ANC, т.е. к более высоким критическим нагрузкам.

Рис. 5.6 показывает, что при вариации ANC от 0 до 50 мг-экв/м³ вероятность повреждения популяций рыб понижается от прибл. 50 до 0%. Изучавшиеся озера получали уровни отложения от очень низкого до очень высокого (для Норвегии), что охватывает широкую гамму затронутых озер. Это означает, что для заданного значения ANC существуют озера различной чувствительности, получающие различные количества отложений. Это могло бы объяснить то, что в разных озерах рыбы отреагировали по-разному на одну и ту же ANC, показывая, что конкретный предел ANC по каждому водосбору был бы более уместным, чем фиксированное значение для всех озер. Иными словами, каждое озеро имеет свой собственный характерный предел ANC (в диапазоне, показанном на Рис. 5.6). Менее чувствительные озера, т.е. озера с более высокими критическими нагрузками, должны обладать более высоким пределом ANC, т.к. менее чувствительные экосистемы будут иметь более высокую степень биологической вариации/разнообразия, требуя таким образом более высокого предела ANC для сохранения в неприкосновенности этого разнообразия. Простейшим функциональным взаимоотношением с этой характеристикой является линейная зависимость между [ANC]_{limit} и критической нагрузкой *CL*:

$$(5.62) \qquad [ANC]_{limit} = k \cdot CL$$

Это дает следующее неявное уравнение для критической нагрузки (см. ур.5.50):

$$(5.63) CL = Q \cdot \left([BC^*]_0 - k \cdot CL \right)$$

которое после перестановки дает, для *CL*:

(5.64)
$$CL = Q \cdot [BC^*]_0 / (1 + k \cdot Q)$$

и, следовательно, из ур. 5.62:

(5.65)
$$[ANC]_{limit} = k \cdot Q \cdot [BC^*]_0 / (1 + k \cdot Q)$$

Это частный случай более общего выражения, выведенного ранее при помощи несколько иных аргументов (Henriksen et al. 1995). Что касается ранее использовавшейся постоянной $[ANC]_{limit}$, постоянная пропорциональности k должна выводиться из данных. Если мы допустим, что, для CL=0, $[ANC]_{limit}=0$; если мы далее допустим, что для критической нагрузки в 200 мг-экв/м²/год предел ANC не должен превосходить 50 мг-экв/м³, как допускалось в Швеции, то мы придем к значению k в 50/200 = 0,25 года/м. Вдобавок, для значений CL свыше 200 мг-экв/м²/год мы устанавливаем для $[ANC]_{limit}$ постоянное значение в 50 мг-экв/м³. Значение k выводится из опыта североевропейских стран и, как таковое, отражает геологию, историю отложения и биологическое разнообразие (виды рыб) этого региона. Для других регионов могут оказаться более подходящими другие значения k.

5.4.2 Эмпирическая диатомовая модель

Эмпирическая диатомовая модель является альтернативным подходом к модели SSWC и разработана на палеолимнологических данных (Battarbee et al. 1995). Диатомовые скопления в кернах из подкисленных озер обычно показывают, что до подкисления диатомовая флора, а значит и химия воды, мало изменялись со временем. Точке подкисления соответствует сдвиг в сторону более кислотолюбивой диатомовой флоры. Диатомы являются одним из самых чувствительных индикаторов подкисления в пресноводных экосистемах. Поэтому можно утверждать, что точка изменения в историческом поведении диатомовых водорослей указывает на момент, когда критическая нагрузка для объекта была превышена.

Статус подкисленности (определяемый диатомовыми анализами) 41 объекта в Великобритании был сравнен с чувствительностью объекта (определяемой концентрациями кальция в озерной воде) и текущей нагрузкой отложения. Оптимальное разделение подкисленных и неподкисленных объектов выражается отношением [*Ca*]:*S*_{dep}, равным 94:1 (Battarbee et al. 1995), тогда как у подкисленных объектов это отношение меньше, чем 94:1. Это критическое отношение, определяемое логистической регрессией, можно использовать для определения критических нагрузок серы для любого объекта, включая реки. Значения критических нагрузок рассчитываются из концентраций кальция до подкисления при помощи коэффициента F (Brakke et al. 1990). Например, критическая нагрузка по сере для озера со значением [*Ca*]₀, равным 40 мг-экв/м³, составляет приблизительно 0,43 кг-экв/га/год.

Диатомовая модель была приспособлена для получения критических нагрузок, и превышений критических нагрузок, по всей кислотности (серной и азотной). Значения превышения по всей кислотности требуют знания меры доли отложившегося азота, выщелоченного в поверхностные воды. Она рассчитывается из разниц между соотношениями сульфата/нитрата в воде и в

отложении на объекте. Таким образом, доля азотного отложения, способствующая подкислению, a_N , складывается со значением серного отложения, давая в сумме полное «эффективное» кислотное отложение:

(5.66)
$$a_N = \frac{S_{dep}^*}{N_{dep}} / \frac{[SO_4^*]}{[NO_3]}$$

Эта модель подразумевает наличие равновесия между серным отложением и сульфатом в воде и применимо только к объектам, не получающим дополнительных поступлений азота на водосборе. Диатомовая модель была перекалибрована для полных кислотных нагрузок подстановкой полного эффективного кислотного отложения вместо серного отложения. Полученное в результате отношение равно 89:1, т.е. немного ниже, чем при рассмотрении серы в отдельности. Поэтому основное уравнение критической нагрузки полной кислотности в эмпирической диатомовой модели таково:

(5.67)
$$CL(A) = \frac{[Ca^*]_0}{89}$$

где *CL*(*A*) измеряется в кг-экв/га/год, а [*Ca**]₀ – в мг-экв/м³. Концентрация кальция до подкисления рассчитывается так:

(5.68)
$$[Ca^*]_0 = [Ca^*]_t - F_{Ca} \cdot ([SO_4^*]_t - [SO_4^*]_0 + [NO_3]_t - [NO_3]_0)$$

где

(5.69)
$$F_{Ca} = \sin\left(\frac{\pi}{2} [Ca^*]_t / [S_{Ca}]\right)$$

а $[S_{Ca}]$ – концентрация Са, при которой F_{Ca} =1. Она может варьировать между 200 и 400 мг-экв/м³, в зависимости от местоположения. В Великобритани при осуществлении картирования критических нагрузок использовалось значение $[S_{Ca}]$ =400 мг-экв/м³, и в водах с $[Ca^*]_{c}[S_{Ca}]$, F_{Ca} был принят равным 1. Концентрация нитрата до подкисления, $[NO_3]_0$, принимается равной нулю. Концентрация сульфата до подкисления с поправкой на морскую соль, $[SO_4^*]_0$, оценивается согласно уравн. 5.59 (Brakke et al.1989).

Диатомовая модель калибровалась при помощи британских объектов и данных. Однако важным преимуществом этого подхода является то, что, анализируя диатомы в керне осаждения, можно подкрепить прогнозы по любому озеру. Таким образом можно испытать применимость этой модели к объектам за пределами Великобритании.

5.4.3 Модель баланса кислотности первого порядка (FAB)

Модель баланса кислотности первого порядка (англ. *First-order Acidity Balance, FAB*) для расчета критических нагрузок серы (S) и азота (N) для определенного озера учитывает источники и приемники внутри озера и его водосбора на суше. Изначальная версия модели FAB была разработана и применена в Финляндии, Норегии и Швеции в Henriksen et al. (1993) и далее описана в Posch et al. (1997). О модифицированной версии сообщалось сперва в Hindar et al. (2000), а затем она была описана в Henriksen and Posch (2001). Модель FAB спроектирована как эквивалент

модели Простого массового баланса (SMB) для водосбора и в основном следует ее выводу (см. разд. 5.3). Главная разница состоит в том, что выщелачивание ANC моделируется согласно модели SSWC (см. подразд. 5.4.1).

5.4.3.1 Вывод модели

Озеро и его водосбор принимаются достаточно малыми, чтобы их можно было адекватно охарактеризовать средними свойствами почвы и озерной воды. A обозначает полную площадь водосбора (озеро + береговой водосбор), A_l – площадь озера, A_f – площадь, покрытая лесом, и A_g – площадь, покрытая травой/вереском. У нас $A_l + A_f + A_g \le A$, а отличная от нуля разность представляет площадь земли, на которой не происходит никаких преобразований откладывающихся ионов ("голый скальный грунт").

Исходным пунктом для вывода модели FAB является зарядный баланс ('кислотностный баланс') в озерной воде, стекающей с водосбора:

(5.70)
$$S_{runoff} + N_{runoff} = BC_{runoff}^* - ANC_{runoff}$$
 [runoff = "ctok"]

где BC^{*} обозначает сумму (неморских) основных катионов, а ANC – кислотонейтрализующая способность. Принимется, что в этом уравнении числа являются полными количествами за единицу времени (напр., г-экв/год). Чтобы вывести критические нагрузки, мы должны связать ионы в озерной воде с их отложениями, учтя их источники и приемники в береговом водосборе и в озере.

Для X = S, N и BC, массовый баланс в озере выражается так:

(5.71)
$$X_{runoff} = X_{in} - X_{ret}, \qquad X = S, N, BC \quad [runoff = "ctok"]$$

где X_{in} – полное количество иона X, поступающего в озеро, а X_{ret} – количество X, удерживаемое в озере. Удержание серы и азота в озере принимается попорциональным поступлению соответственного иона в озеро

(5.72)
$$X_{ret} = \rho_X \cdot X_{in}, \qquad X = S, N$$

где 0 ≤ ρ_X ≤ 1 – безразмерный коэффициент удержания. Тогда массовые балансы для озера становятся:

(5.73)
$$X_{runoff} = (1 - \rho_X) \cdot X_{in}, \quad X = S, N$$

Полное количество серы, поступающей в озеро, выражается так:

$$(5.74) S_{in} = A \cdot S_{dep}$$

где S_{dep} – полное отложение серы на ед. площади. Иммобилизация, восстановление и впитывание сульфата в береговом водосборе принимаются пренебрежимо малыми, и ад-/ десорбция сульфата не рассматривается, поскольку мы моделируем только процессы установившихся состояний.

Уравн. 5.74 указывает, что вся сера, отложившаяся на водосборе, поступает в озеро, и никакие источники или приемники в береговом водосборе не рассматриваются.

В том, что касается азота, мы принимаем, что иммобилизация и денитрификация происходят и в лесной почве, и в почве травной/вересковой земли, тогда как чистое впитывание происходит только в лесах (и равняется среднему годовому количеству N, удаляемому при заготовках); отложение на остаюльную площадь (озеро + "голые камни") поступает в озеро, не претерпев изменений. Таким образом, количество N, поступающее в озеро, составляет:

(5.75)
$$N_{in} = (A - A_f - A_g) \cdot N_{dep} + A_f \cdot (N_{dep} - N_i - N_u - N_{de})_+ + A_g \cdot (N_{dep} - N_i - N_{de})_+$$

где N_{dep} – полное отложение азота, N_i – долгосрочная чистая иммобилизация N (которая может включать другие источники и приемники долгосрочного установившегося состояния; см. гл. 5.3), N_{de} – N, потерянный при денитрификации, и N_u – чистое впитывание азота на рост, все на единицу площади. Символ (x)₊ или x_+ – это сокращенное обозначение взамен {x, 0}, т.е. x_+ = x при x > 0 и x_+ = 0 при $x \le 0$. Эффекты питательного круговорота игнорируются и выщелачивание аммония считается ничтожно малым, что подразумевает его полное впитывание и/или нитрифкацию в береговом водосборе.

В то время, как иммобилизация и чистое впитывание на рост считаются независимыми от отложения N, денитрификация моделируется как доля наличествующего азота:

(5.76)
$$N_{de} = \begin{cases} f_{de} \cdot (N_{dep} - N_i - N_u)_+ & \text{Ha } A_f \\ f_{de} \cdot (N_{dep} - N_i)_+ & \text{Ha } A_g \end{cases}$$

где $0 \le f_{de} < 1$ - (зависящая от почвы) доля денитрификации. Данное уравнение основано на том допущении, что денитрификация – процесс более медленный, чем иммобилизация и впитывание на рост. Вставив уравн. 5.76 в уравн. 5.75, получаем:

$$(5.77) \quad N_{in} = (A - A_f - A_g) \cdot N_{dep} + A_f \cdot (1 - f_{de}) \cdot (N_{dep} - N_i - N_u)_+ + A_g \cdot (1 - f_{de}) \cdot (N_{dep} - N_i)_+$$

При наличии достаточных данных для численного определения источников и приемников основных катионов в водосборе, таких как отложение, эрозия и впитывание, можно описать сток основных катионов (BC^*_{runoff}) так же, как S и N. Это сделалось бы аналогично выводу модели SMB для (лесных) почв. По-другому, сток основных катионов и ANC можно количественно определить при помощи данных о качестве воды, как это делается в модели SSWC (см. подразд. 5.4.1).

Чтобы прийти к уравнению для критических нагрузок, нужно сопрячь химическую переменную и воздействие на водную биоту. Чаще всего применяется критерий так называемого предела ANC (см. выше), т.е. минимальная концентрация ANC, выведенная для избежания "вредных воздействий" на рыбу: $ANC_{runoff,crit} = A \cdot Q \cdot [ANC]_{limit}$.

Определение $L_{crit} = (BC^*_{runoff} - ANC_{runoff,crit})/A$, подстановка уравнений 5.74 и 5.77 в уравнения 5.73 и 5.70 и деление на A дают следующее уравнение, выполняющееся при критических отложениях (нагрузках) серы и азота:

$$(5.78) \quad \frac{(1-\rho_s)\cdot S_{dep}}{(1-\rho_N)\cdot \left\{(1-f-g)\cdot N_{dep}+f\cdot (1-f_{de})\cdot (N_{dep}-N_i-N_u)_++g\cdot (1-f_{de})\cdot (N_{dep}-N_i)_+\right\}} = L_{crit}$$

где мы определили:

(5.79)
$$f = A_f / A$$
, $g = A_g / A \implies 1 - f - g \ge r$ при $r = A_l / A$

Уравн.5.78 определяет в плоскости (*N*_{dep}, *S*_{dep}) функцию, т.наз. функцию критической нагрузки (см. Рис. 5.7), и ниже мы рассмотрим ее подробнее. Общая форма функции критической нагрузки такова:

$$(5.80) a_S \cdot S_{dep} + a_N \cdot N_{dep} = L_N + L_{crit}$$

причем

(5.81)
$$a_s = 1 - \rho_s, \quad a_N = (1 - \rho_N) \cdot b_N, \quad L_N = (1 - \rho_N) \cdot M_N$$

Количество M_N и безразмерный коэффициент b_N зависят от N_{dep} :

(a) $N_{dep} \leq N_i$: В этом случае $(N_{dep}-N_i)_+ = 0$ и $(N_{dep}-N_i-N_u)_+ = 0$, а это значит, что весь азот, выпадающий на леса и луга иммобилизируется и только отложение азота, выпадающее прямо на озеро и на "голые камни" вносит вклад в выщелачивание азота:

(5.82)
$$b_N = b_1 = 1 - f - g, \quad M_N = M_1 = 0$$

(б) $N_i < N_{dep} \le N_i + N_u$: В этом случае $(N_{dep} - N_i)_+ = N_{dep} - N_i$, but $(N_{dep} - N_i - N_u)_+ = 0$, и это значит, что все отложение азота, выпадающее на леса, иммобилизируется или впитывается, но азот, выпадающий на другие зоны, (частично) выщелачивается:

(5.83)
$$b_N = b_2 = 1 - f - g \cdot f_{de}, \quad M_N = M_2 = (1 - f_{de}) \cdot g \cdot N_i$$

(в) $N_{dep} > N_i + N_u$: часть отложения N выщелачивается изо всех зон:

(5.84)
$$b_N = b_3 = 1 - (f+g) \cdot f_{de}, \quad M_N = M_3 = (1 - f_{de}) \cdot [(f+g) \cdot N_i + f \cdot N_u]$$

Максимальная критическая нагрузка серы получается, если в ур. 5.78 задать $N_{dep} = 0$:

$$(5.85) CL_{max}(S) = L_{crit}/a_S$$

Если задать $S_{dep} = 0$ и все три различных случая для N_{dep} , получится следующее выражение для максимальной критической нагрузки по азоту:

(5.86)
$$CL_{max}(N) = \min\{(L_{crit}/(1-\rho_N) + M_i)/b_i, i = 1,2,3\}$$



Рис. 5.7: Разбитая на участки линейная функция критической нагрузки по сере и по подкисляющему азоту для озера, определяемая свойствами водосбора. Обратите внимание на отличие от функции критической нагрузки для почв (см. Рис. 5.1). Серая зона ниже функции CL соответствует парам отложений, которые ведут к выщелачиванию ANC, превышающему *Q*·[*ANC*]_{limitt} (непревышение критической нагрузки; см. гл. 7).

5.4.3.2 Системы озер

Вышеприведенный вывод модели FAB подходит только для озер с (малым) речным водосбором. Критические нагрузки обычно рассчитываются для таких озер, поскольку озера с (многими) другими озерами вверх по течению обычно обладают более значительными водосборами, и для них будет нарушено несколько (неявных) допущений модели FAB, напр., однородность отложений. Тем не менее, в некоторых районах попадаются маломасштабные системы озер, и поэтому для таких систем желательно иметь модель.

При расчете критической кислотной нагрузки с помощью модели SSWC (которая использует среднегодовые химические параметры озерной воды) для озера, получающего сток от озер выше по течению, в принципе рассчитывается *критическая нагрузка этого озера, включая все его вышележащие озера*, поскольку пробы воды, взятые у выхода самого нижнего озера является смесью вод этого и всех вышележащих озер. Как следствие, применяя модель FAB к такому озеру, следует осознавать, что будет рассчитываться также критическая нагрузка для целой системы озер, и, значит, учитывать, характеристики всех водосборов и озер в данной системе. Чтобы сделать это наиболее явным образом, разработаны два метода вычисления критической нагрузки системы озер (Hindar et al. 2000). Оба требуют одних и тех же входных данных, но различаются по сложности выполняемых в них расчетов. Здесь формулы выводиться не будут, и заинтересованный читатель отсылается к литературе (см. тж. Hindar et al. 2001), где продемонстрированы также различия между этими методами, с использованием данных из озерных систем в Провинциальном парке Килларни в Онтарио (Канада). Применение к озерам в водосборе реки Мускока (Онтарио, Канада) можно найти в Aherne et al. (2003).

5.4.4 Входные данные

В дополнение к данным, потребным для модели SSWC и диатомовой модели (сток и концентрации важнейших ионов в воде озерного стока), модели FAB нужна также информация о (а) площади озера, водосбора и различных классов земного покрова, (б) наземных приемниках азота и (в) параметрах по внутриозерному удержанию азота и серы.

<u>Сток</u>:

Сток Q – это количество воды, покидающей водосбор у выхода из озера, в м/год. Он берется из измерений или может вычисляться как разница между осадками и действительной эвапотранспирацей, усредненная по площади водосбора. Надо взять долгосрочное среднее годовое климатическое значение. Источники данных и модели для эвапотранспирации можно найти в разд. 5.3.

Концентрации ионов:

Вдобавок к стоку, для расчета критических нагрузок SSWC нужны концентрации важнейших ионов в воде стока, т.е. сульфата, нитрата и основных катионов, и они поступают из анализа представительных проб воды.

Критическая нагрузка для объекта должна рассчитываться при средней химии ежегодного весового расхода и ежегодном среднем стоке. Поскольку для многих озер таких данных нет, критические нагрузки в основном рассчитываются на основании единственной пробы, считающейся представительной для ежегодных средних величин, взвешенных по расходу. В целом считается, что проба, взятая вскоре после осенней циркуляции озера, пригодна для такой задачи. Чтобы проверить это, Henriksen and Posch (2001) сравнили значения критической нагрузки, рассчитанные из ежегодных взвешенных по потоку средних концентраций, с критическими нагрузками, рассчитанными из единственного осеннего значения для объектов, для которых имеются серии долгосрочных данных. Результаты по семи норвежским водосборам показывают, что единственное осеннее значение является вполне представительным для среднегодовой химии. Подобным же образом, результаты из восьми канадских водосборов показывают, что единственная весенняя проба является вполне представительной для среднегодовой химии (Henriksen and Dillon 2001).

Характеристики озера и водосбора:

Параметры района A, A_l , A_f и A_g , нужные для модели FAB, могут обычно выводиться из карт (цифровых или бумажных).

<u>Наземные приемники N:</u>

Впитывание /Вынос/ N можно вычислить из годового среднего количества N в заготовленной биомассе. При отсутствии удаления деревьев из водосбора, *N_u*=0.

N_i – долгосрочная годовая скорость иммобилизации (аккумуляции) в почве водосбора. Отметим, что сейчас иммобилизация может быть существенно выше из-за высокого отложения N.

Доля денитрификации f_{de} зависит от типа почвы и статуса ее влажности. В ранних применениях FAB она оценивалась из доли торфяных земель, f_{peat} , в водосборе по формуле $f_{de}=0,1+0,7$ (Posch et al. 1997).

Дальнейшие подробности об этих параметрах – в разделе 5.3.

Внутриозерное удержание азота и серы:

В том, что касается внутриозерных процессов, коэффициент удержания для азота ρ_N (см. ур.5.72) моделируется кинетическим уравнением (Kelly et al. 1987):

(5.87)
$$\rho_N = \frac{s_N}{s_N + z/\tau} = \frac{s_N}{s_N + Q/r}$$

где z – средняя глубина озера, τ – время пребывания воды в озере, r – отношение водосбора озера (= A_l/A) и s_N – коэффициент чистого массового переноса.

Имеется нехватка данных наблюдений для коэффициентов массового переноса, особенно из европейских водосборов, но Dillon and Molot (1990) говорят о диапазоне 2–8 м/год для s_N . Значения по канадским и норвежским водосборам приводятся в Kaste and Dillon (2003).

Уравнение, аналогичное ур. 5.87 для ρ_s с коэффициентом массового переноса s_s используется для моделирования внутриозерного удержания серы. Baker and Brezonik (1988) сообщают о диапазоне 0,2–0,8 м/год для s_s .

5.5 Критические нагрузки кадмия, свинца и ртути

5.5.1 Общие методические аспекты картирования критических нагрузок тяжелых металлов

5.5.1.1 Расчеты различных типов критических нагрузок

Метод расчета критических нагрузок тяжелых металлов основан на балансе всех существенных входящих и исходящих потоков металлов для рассматриваемой экосистемы в ситуации установившегося состояния. Чтобы подход оставался совместимым с подходом простого массового баланса, применявшимся для азота и кислотности, внутренний круговорот металлов в экосистеме игнорируется, с тем чтобы расчеты оставались как можно более простыми. Как следствие, критическая нагрузка некоторого металла может быть рассчитана из суммы допустимых выносов из рассматриваемой системы в виде чистого впитывания металла и его выщелачивания.

Допущение установившегося состояния означает, что концентрация в системе не изменяется со временем, потому что количество тяжелого металла, поступающего в систему, равняется количеству, покидающему систему. Действительность этого допущения зависит от величины временных масштабов различных процессов поступления и выхода. Если, например, металл очень сильно впитывается почвой, достижение установившегося состояния может занять очень долгое время (до сотен лет). Это следует помнить, сравнивая текущую нагрузку с критической (De Vries and Bakker 1998).

Критические нагрузки кадмия (Cd), свинца (Pb) и ртути (Hg) может рассчитываться в зависимости от рецепторов и интересующего металла. Критические пределы этих тяжелых металлов, связанные либо с экотоксикологическими экосистемными эффектами, либо с воздействиями на здоровье человека, выводятся с определенным подходом. Критические нагрузки, основанные на таких пределах, должны рассчитываться раздельно для водных и наземных экосистем. Как следствие, для каждого металла можно вывести четыре типа критических нагрузок. В 5.17 делается обзор, не являющийся, впрочем, полным обзором возможных воздействий этих металлов.

Индикаторами воздействий на экосистемы, перечисленные в Таблице 5.17, состоят главным образом в экотоксикологических воздействиях. Изучалось также вторичное отравление через пищевую цепочку (De Vries et al. 2003). Эти эффекты отчасти приводят к более жестким критическим пределам, однако их моделирование включает больше неопределенностей и поэтому не рассматривается в этом пособии.

Критические нагрузки на наземные экосистемы, связанные с воздействиями на человеческое здоровье, могут рассчитываться либо с целью не нарушать критериев пищевого качества в урожайных растениях, или в видах защиты грунтовой воды (соблюдение критериев качества ВОЗ от 2004 г. для питьевой воды). Подходящим индикатором для расчетов критической нагрузки в аспекте воздействия на здоровье человека через прием пищи является содержание CD в пшенице.

Соблюдение консервативного критерия качества пищи для пшеницы, как описано в 5.5.2.2.1, защищает в то же время от воздействия на человеческое здоровье через другие пищевые или кормовые культуры (включая также качество животных продуктов, поскольку путь Cd в пшеницу ведет к наинизшему критическому содержанию в почвах, согласно De Vries et al. (2003). Такие расчеты критической нагрузки возможны в принципе и для свинца и для других пищевых и кормовых культур, если перенос "почва-растение" удастся описать с достаточной точностью и выполнить к тому же на добровольной основе.

Среди наземных экосистем критические нагрузки Cd и Pb должны рассчитываться с точки зрения экотоксикологии для несельскохозяйственных (покрытых лесами, полуестественной растительностью) или сельскохозяйственных земель (пахотная земля, луга). На основании знаний о воздействии на микробиологические процессы и на беспозвоночных, органические лесные (верхние слои) почвы считаются единственным критическим рецептором в отношении атмосферного ртутного загрязнения (Meili et al. 2003а). Критическую экспозицию наземных экосистем атмосферному ртутному загрязнению можно рассчитать примерно так же, как для Pb и Cd, простым массовым балансом, обсуждаемым в 5.5.3.2.

Таблица 5.17: Четыре типа критических нагрузок Pb, Cd, Hg, соответственные рецепторы и индикаторы

Экосистема- рецептор	Критические нагрузки для	Рассматр иваемый металл	Рассматриваемые типы наземного покрова	Индикатор – объект критического предела
1) Наземная ^{*)}	а) здоровья человека	Cd, Pb, Hg	Пахотная земля	Содержание металла в пищевых/ <i>кормовых</i> культурах
		Cd, Pb, Hg	Лугопастбищная земля	Содержание металла в траве, животных продуктах (коровы, овцы)
		Cd, Pb, Hg	Пахотная земля, луга, несельхоз. земля	Полная концентрация металла в почвенной воде ниже корневой зоны (с целью защиты грунтовой воды)
	б) функционирования экосистемы	Pb, Cd, Hg	Несельскохозяйств енная земля, пахотная земля, лугопастбища	Концетрация свобожных ионов металлов в почвенном растворе: воздействие на микроорганизмы почвы, растения и беспозвоночных
			Только леса	Полная концентрация металла в гумусном слое: воздействие на микроорганизмы почвы и беспозвоночных
2) Водная	а) здоровья человека	Hg	Пресные воды	Концентрация металла в рыбе
	б) функционирования экосистемы	Pb, Cd, Hg	Пресные воды	Полная концентрация металла в пресных водах с точки зрения воздействия на водоросли, ракообразных, червей, рыб, высших хищников

*) Курсив: эти расчеты могут выполняться добавочно на добровольной основе. Для выполнения таких расчетов дополнительная информация о выведении критических пределов на основании

критических содержаний металлов в пищевых/кормовых культурах и животных продуктах приводится соответственно в Приложениях 2 и 3 опорного документа (De Vries et al 2004b).

Для водных систем критические нагрузки Pb и Cd связаны с экотоксикологическими эффектами, в то время как воздействия этим путем на здоровье человека менее существенны и поэтому здесь не рассматриваются. Критические пределы Hg связаны и с воздействием на здоровье человека (концентрация ртути в рыбе и других животных, которые служат людям пищей), и с экотоксикологическими эффектами, поскольку могут затрагиваться микробиота и высшие дикие формы жизни.

Хотя могло бы быть полезно рассчитывать и картировать каждый из различных типов критических нагрузок и критический уровень Hg в осадках отдельно ради сравнения, цель в конечном итоге состоит в создании карт для не более чем четырех критических нагрузок по каждому металлу (или уровню ртути, соответственно), связанных с

- Экотоксикологическими воздействиями на все наземные экосистемы.
- Воздействием на здоровье человека для всех наземных экосистем.
- Экотоксикологическими воздействиями на все водные системы.
- Воздействием на здоровье человека для всех водных экосистем.

Если внутри каждой категории (карты) рассмотрены различные индикаторы (напр., Cd в пшенице и Cd в дренажной почвенной воде для защиты грунтовой воды ради здоровья человека), окончательная карта должна указывать минимальную критическую нагрузку кадмия для каждого из этих воздействий на здоровье человека. Указание разных критических нагрузок для разных типов экосистем нужно потому, что критическая нагрузка для наземных экосистем не защищает автоматически водные экосистемы, которые получают значительную или наибольшую часть своей нагрузки по металлам от дренажа окружающих почв – и наоборот.

Критическая нагрузка отмечает лишь чувствительность данной экосистемы к антропогенным поступлениям рассматриваемых металлов. Она подразумевает потенциальный риск в местах ее превышения. В сельскохозяйственных экосистемах превышение критической нагрузки тяжелых металлов определяется не только атмосферными поступлениями (которые обычно являются единственным источником в несельскохозяйственных экосистемах), но и суммарными поступлениями, в том числе от удобрений и навоза.

5.5.1.2 Ограничения для объектов, позволяющие расчет критических нагрузок

Расчеты критических нагрузок не могут производится для объектов, у которых:

- водные балансы отрицательные, поскольку выщелачивания нет, зато имеется фильтрационный приток воды, ведущий к накоплению солей и очень высокому pH; такие районы, однако, едва ли встречаются в Европе.
- почвы обладают снижающими условиями (напр,, заболоченная земля), потому что функции перевода не прилагаются к таким почвам. В верхнем слое, к которому расчеты критических нагрузок применимы, такие ситуации, однако, почти не случаются, не считая полузатопленных почв, где никак нельзя применять упрощенный расчет критической нагрузки из-за искаженной гидрологии.

Эрозионными поступлениями металлов пренебрегают из-за i) малозначительности таких поступлений и ii) высокой степени неопределенности соответственных методов расчета. Рекомендуется, однако, пользоваться оценками скорости эрозии для идентификации объектов с высоким геогенным поступлением металлов там, где природная эрозия, возможно, уже превышает

критическую нагрузку. Это следует учитывать при интерпретации критических пределов и превышений нагрузок. О методах расчета скоростей эрозии см. De Vries and Bakker (1998) и Hettelingh et al. (2002). Более широко то, как опознавать объекты с высоким геогенным содержанием металлов, описали Farret et al. (2003). Наиболее важная информация подытожена в Приложении 6 отправного документа (De Vries et al. 2004b).

5.5.1.3 Определения и обозначения/сокращения, используемые в расчетах критических нагрузок

Общие определения критических нагрузок, критических уровней и превышений, и т.д., даны в соответствующих главах Пособия по моделированию и картированию. Нижеследующие определения связаны конкретно с приложением к контексту критических нагрузок тяжелых металлов.

Определения

<u>Рецептор</u> – это живой элемент окружающей среды, подвергающийся вредному воздействию. Им может быть какой-либо интересующий исследователя вид, в том числе человек, или несколько видов, считающихся представительными для большей группы (напр., растения, беспозвоночные почвы, рыбы, водоросли и т.д.), или же вся экосистема (типичный объект интереса при подходе с точки зрения критических нагрузок).

<u>Критический предел</u> – это порог концентрации внутри экосистемы, основанный на вредных эффектах, т.е. это сокращение выражения "критический предел, основанный на воздействии (эффекте)". Ниже этого критического предела вредных воздействий на здоровье человека или на конкретно выбранные чувствительные элементы среды не происходит, согласно текущему уровню знаний. Во избежание путаницы, пределы, не основанные на эффектах (воздействиях), не следует называть "критическими пределами".

<u>Критическая нагрузка</u> – наивысшая совокупная скорость поступления металла (отложение, удобрения, другие антропогенные источники), ниже которого на изучаемом объекте, при нынешнем уровне знаний, не происходит вредных воздействий в долгосрочной перспективе на человеческое здоровье, а также на структуру и функционирование экосистемы. КН выводится из критического предела посредством модели биогеохимического потока, делающей допущение об установившемся состоянии для потоков, и о равновесии (что является теоретической ситуацией в неопределенном будущем, соответствующей понятиям жизнеспособности). Для этого критический предел должен быть преобразован в полную критическую концентрацию металла в уходящих с водой потоках (выщелачивание из почвы и отток из водной экосистемы). Ниже приведен обзор используемых обозначений и сокращений (Таблица 5.18).

Таблица 5.18: Обозначения и сокращения, используемые при расчете критических нагрузок тяжелых металлов

Некоторые общие обозначения и сокращения:

М = поток металла М

[М] = содержание металла М (в почве, растениях, другий биоте) или концентрация (в жидкости)

[M] __(crit) = критическое содержание металла М (в почве, растениях, другий биоте) или концентрация (в жидкости), не объясняемое явно в Таблице 5.18 для всех индивидуальных содержаний или концентраций

f = доля

с

- = коэффициент обращения единиц измерения, не объяснен в таблице
- _{sdw} = в дренажной почвенной воде
- _{sw} = в поверхностной воде

Обозначения	Краткое объяснение	Основные единицы измерения
CL (M)	Критическая нагрузка металла (М)	[г·га ⁻¹ ·год ⁻¹]
M _u	Чистое впитывание металла в заготавливаемых частях растений (в условиях критич. нагрузки)	[г·га ⁻¹ ·год ⁻¹]
M _w	Скорость эрозии данного металла	[г·га ⁻¹ ·год ⁻¹]
M _{le(crit)}	Критический расход выщелачивания металла с дренажной водой	[г·га ⁻¹ ·год ⁻¹]
M _{ret(crit)}	Чистое удержание металла в водной системе при критической нагрузке	[г·га ^{-1·} год ⁻¹]
M _{lo(crit)}	Критический побочный отток металла из водной системы	[г·га ⁻¹ ·год ⁻¹]
Y _{ha}	Урожайность заготавливаемой биомассы	$[\kappa \Gamma \cdot c. B.^* \cdot \Gamma a^{-1} \cdot \Gamma o d^{-1}]$
Zb	Глубина верхнего, биологически активного, слоя почвы	[M]
Z	Глубина корневой зоны	[M]
Q _{le,zb}	Выщелачивающий расход воды из верхнего слоя почвы	[м·год ⁻¹]
Q _{le,z}	Выщелачивающий расход воды из корневой зоны	[м·год ⁻¹]
Q _{lo}	Побочный расход оттока воды из водной системы	[м·год ⁻¹]
$P / E_i / E_s / E_t$	Обозначения потоков воды (уравнение водяного баланса), соответственно: осадки / испарение перехвата / испарение из почвы / транспирация (растений)	[м·год ⁻¹]
f _{Mu,zb}	Доля чистого впитывания металла внутри верхнего слоя почвы	[-]
f _{Mu,z}	Доля чистого полощения металла внутри всей корневой зоны	[-]
$f_{Et,\;zb}$	Доля впитывания воды растениями в пределах верхнего слоя почвы	[-]
$\mathbf{f}_{\mathbf{f}}$	Коэффициент дробления или переноса, описывающий ртутную контаминацию органического вещества в растворе относительно контаминации в твердых фазах	[-]
A _l	Площадь озера	[га]
A _c	Площадь водосбора	[га]
TF _{HgSite}	Функция перевода, привязанная к объекту и увязывающая Hg в рыбе с Hg в атмосфере	[л·кг ⁻¹ свеж.в.]
TF _{HgRun}	Функция перевода, отсылающая к переносу атмосферной Hg в мясо рыбы через сток в контрольном водосборе при установившемся состоянии	[л·кг ⁻¹ свеж.в.]
TF _{HgBio}	Конкретная для каждого организма функция переыода, связанная с распределнием Hg пл пищевым сетям	[-]
[M] _{ha}	Содержание металла в заготовляемой биомассе	[мг·кг ⁻¹ с.в.]
[M] _{re}	Реактивное содержание металла в почве	[мг·кг ⁻¹]
[M] _{AR} , [M] _{HF} , [M] _{EDTA} , [M] _{HNO3}	Концентрация металла в почве, извлекаемого при помощи, соответственно, царской водки, HF, этилендиметилтетрауксусной кислоты (EDTA) HNO;	[мг·кг ⁻¹]
[M] _{dis,sdw} или [M] _{dis,sw}	Полная концентрация растворенного металла в дренажной почвенной воде, или в поверхностной воде, соотв.	[mf·m ⁻³]
[M] _{tot,sdw} или [M] _{tot,sw}	Полная концентрация металла в почвенной дренажной воде или в поверхностной воде, в том числе и металла и растворенного, и взвешенного.	[mf·m ⁻³]
[M] _{free.sdw} или	Концентрация свободного иона металла в дренажной почвенной воде, или	[мг·м ⁻³]

[M] _{free,sw}	в поверхностной воде, соотв.	
[M] _{DIC,sdw}	Концентрация металла, связанного с растворенными неорганическими комплексами, в дренажной почвенной воде	[мг·м ⁻³]
[M] _{DOM,sdw}	Концентрация металла, связанного с растворенным органическим веществом, в дренажной почвенной воде	[mp·m ⁻³]
[M] _{SPM,sdw} или [M] _{SPM,sw}	Концентрация металла, связанного со взвешенными частицами вещества в дренажной почвенной воде	[мг·кг ⁻¹]
[Hg] _{OM}	Концентрация Hg, нормализоанная для [OM] _s	[мг·кг(OM) ⁻¹]
[Hg] _{Pike}	Концентрация Нд в мясе щуки весом в 1 кг	[мг·кг ⁻¹ свеж.в.]
[Hg] _{Bio}	Концентрация Нд в биоте, напр., в мясе рыбы	[мг·кг ⁻¹ свеж.в.]
[Hg] _{Prec}	Концентрация Нд в осадках	[нг·л ⁻¹]
[clay]	Содержание глины в почве	[кг(глины)·кг ⁻¹] или [%]
[OM] _s	Содержание органического вещества в почве	[кг(OM)·кг ⁻¹] или [%]
[DOM] _{sdw} или [DOC] _{sdw}	Концентрация растворенного органического вещества, растворенного органического углерода, соотв., в дренажной почвенной воде	[г·м ⁻³] или [мг·л ⁻¹]
[TOC] _{sw}	Концентрация полного органического углерода в поверхностной воде	[г·м ⁻³] или [мг·л ⁻¹]
[TP] _{sw}	Концентрация всего фосфора в поверхностной воде	[µг·л ⁻¹] или [мг·л ⁻¹]
[SPM] _{sdw} или [SPM] _{sw}	Концентрация взвешенного вещества в дренажной почвенной воде, или в поверхностной воде, соответственно	(кг·м ⁻³)
рН _{sdw} или pH _{sw}	Значение рН в дренажной почвенной воде, или в поверхностной воде	[-]

[* с.в. – сухой вес; свеж.в. – жидкий вес]

5.5.1.4 Консервативный подход как альтернатива расчету превышения критического предела

Гармонизированная методологическая база для первого пердварительного расчета и картирования критических нагрузок кадмия и свинца, связанных с экотоксикологичскими воздействиями (Hettelingh et al. 2002), основывалась на ведущем документе (De Vries et al. 2002). Этот документ включал в себя, в качестве альтернативы подходу, построенному на эффектах, другой подход, консервативный (англ. *stand-still*), цель которого – избежать какого-либо (дальнейшего) накопления тяжелых металлов в почве. Однако эта методика не включена в данное пособие, поскольку она предполагает продолжающееся добавление металлов на исторически загрязненных почвах с высокими скоростями выщелачивания. Уже текущее выщелачивание может вести к значительным воздействиям, как на наземные, так и на водные экосистемы, получающие дренажную воду из окружающих почв, и, следовательно, неприемлемо как таковое в долгосрочной перспективе. Кроме того, оно ведет к превышению критической нагрузки в почвах, сильно адсорбирующих тяжелые металлы, при том что этот эффект не осуществляется через почвенный раствор

Вместо этого предлагается рассчитывать критические концентрации металлов в почве, в дренажной почвенной воде или в поверхностной воде на основе критических пределов и сравнивать их с нынешними концентрациями металлов в почве или воде, чтобы оценить превышение критического предела в нынешней ситуации. Это предполагает необходимость картирования текущих концентраций металла в стране (выраженных как совокупное или способное к реакции содержание в почве, совокупные растворенные концентрации или даже концентрации свободных ионов). Такое сравнение можно рассматривать как промежуточный этап

к динамическим моделям для тяжелых металлов. Если текущее содержание металла в почве превышает критическую концентрацию (предел), поступление металла должно быть ниже критической нагрузки для достижения критической концентрации в определенный период времени. В обратном случае, поступление может быть выше критической нагрузки в течение определенного периода времени, не превышая критической концентрации в этот период. Однако одно сохранение критической нагрузки не приведет к превышению критического предела в долговременной перспективе. Более обширная информация о том, как рассчитать критическую концентрацию, приводится в отправном документе.

5.5.2 Наземные экосистемы

5.5.2.1 Модель простого баланса установившегося состояния и соответствующие входные данные

5.5.2.1.1 Модель массового баланса установившегося состояния

Метод расчета критических нагрузок тяжелых металлов для наземных экосистем сосредоточивается в особенности на верхнем слое почвы. Критическая нагрузка металла может рассчитываться, как сумма допустимых выносов из этого рассматриваемого слоя почвы при заготовках и выщелачивании минус естественные поступления от эрозионного высвобождения (De Vries and Bakker, 1998). Поскольку эрозия вызывает лишь незначительный поток металлов в поверхностных слоях, а неопределенности при таких расчетах очень велики, эта модель была еще более упрощена допущением того, что эрозия в верхнем слое почвы вне богатых рудой районов ничтожно мала. Как было сказано во вступлении к этой главе, расчет скоростей эрозии рекомендуется для идентификации районов, где естественный приток превышает допустимые выносы, и такие объекты можно исключить из базы данных, решением национальных координационных центров.

Описанный подход подразумевает, что критическая нагрузка равна чистому впитыванию ростом леса или сельхозпродуктами плюс приемлемая скорость выщелачивания металла:

$$CL(M) = M_u + M_{le(crit)}$$

(5.88)

где:

CL(M) = критическая нагрузка тяжелого металла M (г·га⁻¹·год⁻¹)

- M_u = чистое впитывание металла в заготавливаемых частях растений в условиях критической нагрузки (г·га⁻¹·год⁻¹)
- M_{le(crit)} = критический расход выщелачивания тяжелого металла М из рассматриваемого слоя почвы (г·га⁻¹·год⁻¹), причем рассматривается только дренажный поток по вертикали

Обозначения соотнесены с уравнениями критической нагрузки по кислотности и питательному азоту: М обозначает расход тяжелого металла и может заменяться химическим символом конкретного рассматриваемого металла (Cd, Pb, Hg). Критическое выщелачивание M_{le(crit)} подразумевает полный вертикальный расход выщелачивания, включая растворенные, коллоидные и взвешенные (металлические) комплексы в дренажной воде. Для критической нагрузки критическое выщелачивание металла основано на критической (токсичной) концентрации металла в почве или концентрации металла (свободных ионов или полная) в почвенной воде.

В моделях массового баланса для ртути, ре-эмиссия (улетучивание) отложившейся ртути происходит дополнительным потоком. Этот поток можно, однако, игнорировать при расчете критичесских нагрузок Hg, потому что эта ре-эмиссия рассматривается как часть атмосферного

чистого отложения в моделировании при помощи EMEP MSC-E (Ryaboshapko et al. 1999, Ilyin et al. 2001). Поэтому, чтобы не учитывать ее дважды при расчете превышений критической нагрузки, ее следует исключить из модели критических нагрузок.

Целесообразный и последовательный расчет критических нагрузок для наземных экосистем требует последовательного определения поверхностного отдела почвы и его границ. Глубина может варьировать. Существенные для задачи границы были выведены с учетом, одной стороны, ожидаемой вероятности вредных влияний на главные контрольные группы организмов (растений, беспозвоночных почвы, микробиоты почвы), или на качество грунтовой воды, и с другой стороны, возникновение и расположение существенных потоков металла внутри профиля почвы:

Для Pb и Cd предполагается, что экотоксикологические эффекты, а также наибольшая часть впитывания растениями происходят в органическом слое (из органического слоя) – горизонт O – и из богатых гумусом (верхних) горизонтов почвы (A_h, A_p). Вот почему глубина биологически активного верхнего слоя (z_b) должна рассматриваться для пахотных земель, лугов и лесов тогда, когда расчеты критической нагрузки ориентируются на экотоксикологические эффекты или на защиту качества пищи/корма, соответственно. Для лесных почв, покрытых органическим слоем, критические нагрузки для органического слоя и для верхнего минерального горизонта должны рассчитываться раздельно. В этих случаях на карте критических нагрузок должен быть представлен самый чувствительный из этих двух слоев. Для всех наземных экосистем максимальной глубиной поверхностного слоя (z_b), подлежащей рассмотрению, является нижняя граница самого верхнего минерального горизонта (в большинстве систем классификаций почвы это горизонт A).

 Значения z_b по умолчанию:
 леса:
 0,1 м
 (горизонт О и/или A_h)

 луга:
 0,1 м
 (горизонт A_h)

 пахота: 0,3 м
 (горизонт A_p, плуговой слой)

- Для Hg, критическим рецептором в наземных экосистемах является оганический верхний слой (сырогумусный или гумусный слой) лесных почв (горизонт О за исключением опада, который иногда подразделяется на горизонты L, F и H), где подозревается, что были затронуты микробиологические процессы. Для расчета критической нагрузки Hg в лесах, верхним слоем считается гумусный слой, с исключением подлежащих минеральных слоев почвы.

Отметим, что для расчетов критических нагрузок в видах защиты качества грунтовой воды следует учитывать весь столб почвы. Однако в работе над критическими нагрузками моделирование всего маршрута потока металла с дренажной водой предварительно не планируется, ввиду увязывающей способности слоев, лежащих между корневой зоной и верхней грунтовой водой. Поэтому, для упрощения, критическое выщелачивание металлов с точки зрения предохранения грунтовой воды рассчитывается умножением расхода дренажной ниже корневой зоны (глубина почвы = z) на критический предел для питьевой воды (см. 5.5.2.2.2).

5.5.2.1.2 Удаление тяжелых металлов из верхнего слоя почвы через чистый прирост и заготовку растений

При расчетах критичесских нагрузок удаление тяжелых металлов относится к будущему уровню установившегося состояния, когда критические пределы в отделах экосистемы только что достигнуты (условия критических нагрузок). Расчет критического удаления металлов на базе критической концентрации для почвы-раствора вряд ли осуществим, поскольку для многих металлов не имеется четких соотношений между концентрациями в почве-растворе (или даже свободными ионами металла) и содержанием металлов в заготавливаемой части растений. Причинами являются, помимо прочих, зависящее от вида растения исключение металлов из впитывания корнями или накопления в определенных тканях (детоксификация). Исключением

является перенос кадмия из почвы к зернам пшеницы, используемый для расчета критических нагрузок, относящихся к критериям качества пищи (см. 5.5.2.2.1).

Поэтому предлагается упрощенный подход к описанию терпимого удаления тяжелых металлов через чистое впитывание биомассой. Средняя урожайность (или инкремент роста) заготавливаемой биомассы умножается на содержание тяжелого металла в заготавливаемых частях растений и на коэффициент, учитывающий долю впитывания металла из соответственного слоя почвы относительно впитывания изо всей корневой зоны (ур. 5.89):

$$\mathbf{M}_{u} = \mathbf{f}_{Mu} \cdot \mathbf{Y}_{ha} \cdot [\mathbf{M}]_{ha} \tag{5.89}$$

где

- М_u = чистое впитывание металла в заготовляемых частях растений в условиях критической нагрузки (г·га⁻¹·год⁻¹) (см. ур. 5.88),
- f_{Mu} = доля чистого впитывания металла в пределах рассматриваемой глубины почвы (z_b или z), учитывающая также впитывание металла вследствие отложения на поверхности растительности (-); в расчетах критических нагрузок для защиты грунтовой воды f_{Mu} = 1; иначе f_{Mu} находится между 0 и 1
- Y_{ha} = урожайность заготавливаемой биомассы (сухой вес, кг·га⁻¹·год⁻¹),
- [M]_{ha} = содержание металла в заготавливаемых частях растений (г·кг⁻¹ с.в.), в том числе также металлы, отложившиеся на поверхностях растительности (если содержание металла дается в мг·кг⁻¹ с.в., величину надо поделить на 1000).

В качестве приближения по умолчанию, для всех типов экосистем можно использовать коэффициент впитывания корнями ($f_{Mu,zb}$), равный 1, принимая, что большинство впитывания питательных веществ и загрязнителей происходит в верхнем слое почвы. Относительно лесов, сообщалось о том, что впитывание только из гумусного слоя составляло ок. 80% (по данным об изотопах свинца в сосне обыкновенной, Bindler et al. 2003). Таким образом, для расчетов, относящихся к гумусному слою, $f_{Mu,zb}$ может составлять 0,8, но, если включить в расчет верхнюю часть подлежащего минерального слоя, $f_{Mu,zb}$ вероятно приблизится к 1 и в лесах тоже. Если $f_{Mu,zb} = 1$, впитывание из верхнего горизонта равняется впитыванию всей глубины корней (которая принимается ограниченной глубиной, на которой распределено 90% биомассы корней). Это значит, что в расчете на основании впитывания нет разницы между критическими нагрузками, связанными с экотоксикологическими эффектами, и КН для защиты грунтовой воды. При наличии информации возможно использование более нюансированных значений $f_{Mu,zb}$.

Данные по урожайностям лесов можно получить в принципе из базы данных критических нагрузок кислотности и питательного азота. Данные об урожайностях в агро-экосистемах имеются в соответствующих статистиках стран. Пространственные картины можно вывести при помощи информации о землепользовании, а также о качествах почвы и климате.

Для получения данных о содержаниях металлов в заготавливаемых биомассах следует пользоваться исследованиями отосительно незагрязненных районов. Средние значения содержаний металлов в растениях из таких баз данных обычно не превышают критерия качества для пищевых и кормовых культур или, соответственно, фито-токсического содержания. Поэтому связанные с этими данными значения расходов можно считать терпимыми. Если соответствующие национальные данные отсутствуют, можно применять для ориентировки значения по умолчанию или диапазоны, приведенные в Таблице 5.19: напр., среднее по диапазону.

Землеполь зование	Вид	Содержание металла в заготавливаемых частях, [M] _{ha} [мг ⁻¹ с.в.]				
		Pb	Cd	Нg		
Луг	смешанные луговые виды	1,0-3,0	0,05 - 0,25	0,01-0,1		
Пахотная земля	пшеница (зерна) другие злаковые (зерна) картофель сахарная свекла кукуруза	0,1 0,1-0,3 0,73 1,0 3,8	0,08 0,02 - 0,06 0,23 0,25 0,2	0,01 0,01 0,02 0,02 0,04		
Хвойный лес	ель, сосна, пихта, дугласова пихта Центральная Европа Северная Европа	0,5-10 0,1/0,2**	0,1 - 0.5 0,02/0,04 ^{**}	0,01-0,05 [*] 0,004/0,008 ^{**}		
Лиственны й лес	дуб, бук, береза, тополь	0,5 - 10	0,05 - 0,5			

Таблица 5.19: Диапазоны средних значений содержания Pb, Cd, и Hg в биомассе для различных видов (заготавливаемые части)

*) Нд в стволах ели \approx 10-20% содержания в иглах (Schuetze and Nagel 1998)

**) Северная Швеция (Alriksson et al. 2002 и неопубликованное), для стволов ели без коры / с корой

Прочие источники данных: De Vries and Bakker (1998), Nagel et al. (2000), Jacobsen et al. (2002)

Для расчета критических нагрузок, связанных с критериями качества пищи или корма, надо критические концентрации в заготавливаемых частях растений умножить на урожайности (чистое удаление культуры), считая пахотной землей участок, занимаемый данной культурой, с тем чтобы вычислить терпимый вынос металлов с урожаем биомассы.

Если известны содержания для различных заготавливаемых частей растений (напр., ствол и кора), следует пользоваться средневзвешенной массой. Следует помнить, что рассчитывать надо только чистое впитывание. Например, для сельскохозяйственной земли количество металла в стеблях или листьях свеклы, остающихся на поле, в расчет принимать не следует. Удаление тяжелых металлов в этом случае является произведением урожая зерен/корнеплодов и среднего содержания в этих частях растений. Для лесных экосистем следует рассматривать только чистый инкремент, а не впитывание в хвое, листьях и т.п., которые тоже остаются в системе.

В экосистемах с заметным избытком осадков или с очень ограниченным ростом удаление металлов заготовкой может часто быть очень низким по сравнению с потерями металла через выщелачивание при критической нагрузке. В этих случаях расчет впитывания не стоит значительных усилий. Лучше вместо этого сосредоточиться на сложных расчетах критической скорости выщелачивания.

5.5.2.1.3 Критическое выщелачивание тяжелых металлов из почвы

Критический расход выщелачивания тяжелого металла из изучаемого слоя почвы можно рассчитать согласно следующему уравнению:

$$M_{le(crit)} = c_{le} \cdot Q_{le} \cdot [M]_{tot.sdw(crit)}$$
(5.90)

где:

- M_{le(crit)} = критический расход выщелачивания тяжелого металла из почвы (г·га⁻¹·год⁻¹) (см. ур.5.88)
- Q_{le} = расход дренажной воды, выщелачивающей из изучаемого слоя почвы, определенного выше (м·год⁻¹).
- [M]_{tot,sdw(crit)} = полная критическая концентрация тяжелого металла в дренажной почвенной воде (мг·м⁻³) (выведена из критических пределов, см. 5.5.2.2)

$$c_{le} = 10 \text{ г} \cdot \text{м} \text{г}^{-1} \cdot \text{м}^{2} \cdot \text{г} \text{a}^{-1}$$
, коэффициент для требуемого перевода единиц расхода

Расход дренажной воды

Для расчета критических нагрузок в видах защиты грунтовой воды можно использовать данные об избытке осадков из базы данных о критических нагрузках кислот и питательного азота. Если же требуются критические нагрузки для экотоксикологических эффектов или для качества пищи/корма, тогда необходимо учесть долю удаления воды из верхних горизонтов (О, и / или A_h, A_p) транспирацией, используя коэффициент пересчета (корневого впитывания). Расход дренажной воды, выщелачивающей из верхнего слоя у его нижней границы (Q_{le,zb}) при установившемся состоянии можно вычислить уравнением:

$$Q_{le,zb} = P - E_i - E_s - f_{Et,zb} \cdot E_t$$
(5.91a)

где:

 \mathbf{P} = осадки (м·год⁻¹)

- E_i = испарение перехваты (м·год⁻¹)
- E_s = действительное испарение из почвы в пределах определенного выше верхнего слоя (м·год⁻¹)

$$E_t$$
 = действительная транспирация растений (м·a⁻¹)

f_{Et,zb} = коэффициент перевода или коэффициент впитывания в корнях, доля впитывания воды в пределах верхнего слоя почвы (–)

Этот подход основан на том допущении, что испарение из почвы (E_s) происходит только до глубины z_b . Испарение перехвата может рассчитываться как функция осадков (De Vries et al., 1991). Для объектов, по которым нет подробных данных о водном балансе, среднегодовое просачивание воды Q_{le} можно также определить по долгосрочной среднеговой температуре (чем определяется в основном потенциальная эвапотранспирация, E_{pot}) и по осадкам (влияющим в основном на действительную эвапотранспирацию, E_{act}) согласно:

$$Q_{le,zb} = P_m - f_{E,zb} \cdot (P_m^{-2} + (e^{(0.063 \cdot T_m)} \cdot E_{m,pot})^{-2})^{-1/2}$$
(5.91b)

где:

- Р_m = среднегодовый осадки (м·год⁻¹, данные с поправкой на обычные отклонения при измерении)
- T_m = среднегодовая температура воздуха (°C)
- $E_{m,pot}$ = среднегодовая потенциальная эвапотранспирация во влажных районах при $T_m = 0^{\circ}C$; $E_{m,pot} \approx 0.35 \text{ м год}^{-1}$ в лесах, возможно меньше в других наземных экосистемах

 $f_{E,zb}$ = доля полной среднегодовой эвапотранспирации выше z_b (–); $f_{E,zb} \approx 0.8$ для органического верхнего слоя лесной почвы

Для лесистых районов это отношение поддерживается данными не только о речном стоке, но и о просачивании в почве (напр., согласно Michalzik et al. 2001), которые совместно позволяют думать, что ок. 80%, или более, ото всей эвапотранспирации происходит выше или в пределах органического верхнего слоя почвы. Таким образом, средний расход воды из органического верхнего слоя (Q) можно легко получить оценкой среднегодовых осадков (P) и температуры воздуха (T), которые являются традиционными климатическими параметрами, указанными на традиционных криматических картах (см. Отправной документ):

В европейских лесных регионах $Q_{le,zb}$ обычно составляет 0,1-0,6 м·год⁻¹, но может достигать >2 м·год⁻¹ в прибрежных горных районах. Стандартная неопределенность параметров составляет порядка ±0.1 м·год⁻¹ (т.е. ок. ±30%) по ландшафтной шкале. В зависимости от климата, Q_{le} может составлять от 10 до 90% от P в умеренно-северных лесах, но обычно располягается ближе к половине. В очень сухих регионах процент Q_{le} в P может значительно снижаться. По уравнению 5.91b, Q_{le} почти никогда не падает ниже 0,1 м⁻¹ в Европе (судя по средне-квадратным значениям 50-километровой сетки ЕМЕР) For equation 5.91a, a suggested minimum value is 5% of the precipitation. Для ур. 5.91a предлагаемое минимальное значение будет 5% осадков. Это значение представляется разумно более низким, поскольку в течение года всегда есть периоды с направленным вниз просачиванием и не бывает, или почти не бывает ситуации, когда бы выщелачивания не было целый год. Использование месячных водных балансов не рекомендуется, т.к. эффект всех сезонных вариаций не учитывается в критических пределах, поскольку они представляют собой годовый или долгосрочные средние значения, соответствующие подходу с точки зрения критических кислотных нагрузок.

Критическая полная концентрация растворов тяжелых металлов в дренажной почвенной воде

Информация о выводе критических полных концентраций растворенных тяжелых металлов в почвенной дренажной воде, $[M]_{dis,sdw(crit)}$, либо прямо, либо через функции преобразования (растение – почвенный раствор) или через $[M]_{free,sdw(crit)}$ приводится в следующем подразделе (5.5.2.2), а фоновая информация об использованных принципах – в Приложениях 1-3. Критические полные концентрации растворенных металлов в аспекте экотоксикологических эффектов в почвах требуют ряда особых соображений. Эти критические полные концентрации металла в почвенном растворе определяются как сумма критической концентрации свободного иона металла M^{2+} , $[M]_{free,sdw(crit)}$, и металлов, связанных с растворенными неорганическими комплексами $[M]_{DIC,sdw}$, такими, как MOH⁺, HCO₃⁺, MCI⁺, и с растворенным органическим веществом, $[M]_{DOM,sdw}$, согласно:

$$[M]_{dis,sdw(crit)} = [M]_{free,sdw(crit)} + [M]_{DIC,sdw} + [M]_{DOM,sdw} + [DOM]_{sdw}$$
(5.92)

где:

[M]_{dis,sdw (crit)} = критическая полная концентрация растворенного металла в дренажной почвенной воде (мг·м⁻³)

[M]_{free,sdw(crit)} = критическая концентрация свободного иона металла в дренажной почвенной воде (мг·м⁻³)

[M]_{DIC,sdw} = концентрация металла, связанного с растворенными неорганическими комплексами в дренажной почвенной воде (мг·м⁻³)

 $[M]_{DOM,sdw}$ = концентрация металла, связанного с растворенным органическим веществом в дренажной почвенной воде (мг·кг⁻¹)

[DOM]_{sdw} = концентрация растворенного органического вещества в дренажной почвенной воде (кг·м⁻³)
Предполагается геохимическое равновесное разделение тяжелого металла между этими различными фракциями. Кроме того, вода, дренируемая из почвы.также содержит металлы, связанные со взвесями, [M]_{SPM,sdw}, согласно:

$$[M]_{tot,sdw(crit)} = [M]_{dis,ss(crit)} + [M]_{SPM,sdw} \cdot [SPM]_{sdw}$$
(5.93)

где:

 $[M]_{tot,sdw(crit)} =$ критическая концентрация металла в дренажной почвенной воде (мг м⁻³)

[SPM]_{sdw} = концентрация частиц взвешенного вещества в дренажной почвенной воде (кг м⁻³)

При вычислениях мы предлагаем пренебречь взвешенной фракцией, чтобы получить сопоставимые значения критических концентраций для различных путей воздействия (см. подразд. 5.5.2.2.3). В этом пособии описание методов приспособлено к использованию критических полных концентраций металла, [M]_{dis,sdw(crit}), равных полным концентрациям металла в почвенном растворе, что неявно подразумевает, что концентрация взвешенных частиц вещества ничтожно мало ([SPM]_{sdw} = 0), т.е. что [M]_{dis,sdw(crit}) = [M]_{tot,sdw(crit}).

5.5.2.2 Критические концентрации растворенного металла, выводимые из критических пределов в наземных экосистемах

Критические полные концентрации тяжелых металлов Cd, Pb и Hg в почвенном растворе, [M]_{dis,sdw(crit)}, зависят от объекта защиты. Эти значения должны выводиться из критических пределов (см. Таблицу 5.17):

- Критическое содержание металла в растениях (Cd, Pb, Hg) с т.зр. воздействия на здоровье человека или животных через потребление растительных продуктов.
- Критическое содержание металла в грунтовой воде (Cd, Pb, Hg) с т.зр. воздействия на здоровье человека через потребление питьевой воды.
- Критические концентрации свободных ионов металла в почвенном растворе (Cd, Pb) с т.зр. экотоксикологических воздействий на микроорганизмы почвы, растения и беспозвоночных.
- Критические содержания металла в почве (Hg) с т.зр. экотоксикологических воздействий на микроорганизмы почвы и на беспозвоночных в гумусном слое леса.

Критическая полная концентрация растворенного тяжелого металла в дренажной почвенной воде ([M]_{dis,sdw(crit)}) учитывает и свободные ионы металла, и металлы, связанные с растворенными неорганическими и органическими комплексами (ур. 5.92). Вывод критических полных растворенных концентраций, который должен применяться в уравн. 5.90, объясняется ниже.

5.5.2.2.1 Критические растворенные концентрации Cd, Pb и Hg с т.зр. критического содержания металла в растениях

Исходя из идеи вывести критические полные концентрации Cd, Pb и Hg в почвенном растворе в связи с воздействиями на здоровье человека на основе критических пределов содержания металла в растениях (критерии качества пищи) для пищевых культур на пахотной земле, De Vries et al. (2003) сделали обзор отношений Cd, Pb и Hg с избранными почвами-растениями. Из него следует, что только для кадмия имеются значительные отношения ($R^2 \ge 0.5$).

Кадмий

Исходя из критического содержания Cd в растении, можно вывести критическую концентрацию растворенного металла по каждому взаимоотношению «растение-почвенный раствор». Такое

взаимоотношение было выведено применением регрессии содержания Cd в пшенице в Нидерландах к рассчитанным концентрациям почвенного раствора, выведенным при помощи измеренных полных содержаний в почве и свойств почвы и приложением функции преобразования, отнеся полные концентрации в растворе к содержанию металла в почве (Römkens et al. 2004). При помощи такой функции были выведены отношения регрессии для Cd в растении (зерна пшеницы) как функция Cd в почвенном растворе и наоборот, как описано в Таблице 5.20. Наилучшая оценка критической концентрации Cd могла бы быть средней из этих двух оценок.

Таблица 5.20: Значения перехвата (int) и параметр *a* в отношениях регрессии связывающий Cd в растении (зерна пшеницы) как функцию Cd в почвенном растворе и наоборот. Таблица также показывает объясненную процентную вариацию (\mathbb{R}^2), стандартную погрешность результата (*se*) и результат – полную критическую концентрацию растворенного Cd, полученную с применением критического содержания Cd в пшенице в 0,1 мг·кг⁻¹ свежего веса (0,12 мг·кг⁻¹ сух. веса) и в скобках – эта же величина с применением предела в 0,2 мг·кг⁻¹ свеж. веса (EG No 466/2001).

Взаимоотношение	Перехват	а	R^2	se	log[Cd] _{dis,sdw(crit)}	[Cd] _{dis,sdw(crit)}
					[ммоль·л ⁻¹]	[mf·m ⁻³]
$Cd_{Plant} - Cd_{solution}^{1}$	1,05	0,39	0,62	0,25	-5,03 (-4,26)	1,05 (6,16)
$Cd_{solution} - Cd_{plant}^2$	-3,82	1,57	0,62	0,50	-5,28 (-4,81)	0,59 (1,75)

 $1 \log(Cd \text{ растения}) = Int + a*log(Cd почв. раствора)$

 $^{2} \log(Cd$ почв. раствора) = Int + a*log(Cd растен.)

Регламент Евросоюза (EG) No.466/2001 использует предел для Cd в 0,2 мг·кг⁻¹ свеж.веса в зернах пшеницы. Этот предел был выведен по принципу "Так низко, как только разумно достижимо" (англ. "As Low As Reasonably Achievable", ALARA) и, таким образом, не основывается на воздействиях. Многое, однако, указывает на то, что с точки зрения защиты здоровья человека, критический предел в 0,1 мг·кг⁻¹ свежего веса, использовавшийся в ЕС до 2001 года, более целесообразен (об этих аргументах см. De Vries et al. 2003, De Vries et al. 2004a,b). Таблица 5.20 приводит параметры для функций преобразования и результаты, основанные на критическом пределе в 0,1 мг·кг⁻¹ свежего веса (результаты при пределе ЕС в 0,2 мг·кг⁻¹ свеж. веса даны в скобках). Если использовать оба результата применения функции преобразования, получающаяся критическая полная концентрация составляет ок. 0,8 мг·м⁻³ (или 4 мг·м⁻³). Самая консервативная оценка равна примерно 0,6 мг·м⁻³ (или 1,75 мг·м⁻³).

Самым сложным и последовательным путем был бы следующий:

- сперва вывести критическое «псевдо»-полное содержание металла в почве, применяя взаимоотношения почва-растение в обратном порядке (вывести критическое полное содержание в почве из критического содержания в растении);
- затем применить функцию перевода, получив отношение «псевдо»-полного содержания металла к содержанию металла, способного к реакции (Приложение 1, уравн. А1.3);
- затем функцию перевода, для получения отношения активности свободных ионов металла в растворе к содержанию металла, способного к реакции (Приложение 1, уравн. А1.4 или ур. А1.5);
- затем расчет полных концентраций из активностей свободных ионов металла при помощи модели химической специации (т.е. модели W6S-MTC2, подразд. 5.5.2.2.3).

Следует отметить, что нынешняя версия W6S-MTC2 создана для расчета M_{(sdw)crit} на основании только критических пределов, нацеленных только на экотоксикологические эффекты, а не на качество пищи.

Свинец и ртуть

Для свинца и ртути в пищевых культурах обратный пересчет к содежанию в почве невозможен изза отсутствия для этих металлов взаимозависимостей между содержанием в почве и содержанием в растениях. Для Pb и Hg следует рассматривать прямое впитывание растениями из атмосферы. Методы для таких расчетов, основанные на данных из De Temmerman and de Witte (2003a,b), приведены в Приложении 5 отправного документа (De Vries et al. 2004b).

5.5.2.2.2 Критические концентрации растворенных Cd, Pb и Hg, связанные с защитой грунтовой воды

Критическая полная концентрация Cd, Pb и Hg в почвенном растворе с точки зрения воздействия на человеческое здоровье может также строиться на критериях качества (критических пределах) для питьевой воды (WHO 2004) для всех наземных экосистем (см. Таблицу 5.17). В соответствии с решениями Экспертного совещания по критическим пределам (Берлин, 2002 г.), защита грунтовых вод для потенциального использования в качестве источника питьевой воды тоже должна учитываться в расчетах критической нагрузки. Техническое Руководство по Оценке Риска (*The Technical Guidance Document for Risk Assessment*, http://ecb.jrc.it) в главе 3.1.3 предлагает считать концентрацию в воде, находящейся в почвенных порах, показательной для оценки в первой инстанции концентрации в грунтовых водах. Директивы ВОЗ содержат следующие критерии качества для Cd, Pb и Hg с точки зрения качества питьевой воды:

Рb: 10 мг·м⁻³ Cd: 3 мг·м⁻³

Hg: 1 мг·м⁻³

Эти значения могут быть непосредственно включены как [M]_{dis,sdw(crit)} в расчет критической нагрузки.

5.5.2.2.3 Критические концентрации растворенных Cd и Pb, связанные с экотоксикологическими эффектами

Критические пределы, связанные с экотоксикологическими воздействиями кадмия и свинца, связаны с влиянием на микроорганизмы почвы, на растения и беспозвоночных и для сельскохозяйственной (пахотная земля, луга), и несельскохозяйственной (леса, естественные нелесные экосистемы; см. Таблицу 5.17). Критические концентрации, используемые в этом пособии, основаны на следующем подходе:

- Использование экотоксикологических данных (данные NOEC и LOEC*) по содержанию металла в почве, основанных на экспериментах, также с информацией о свойствах почвы (содержание глины и органического вещества и рН почвы);
- Расчет критических концентраций ионов свободного металла (критических пределов) в почвенном растворе на основе экотоксикологических данных о почве (концентраций NOEC и LOEC) и свойств почвы, при помощи функций преобразования, связывающих содержание способного к реакции металла в почве с концентрацией ионов свободного металла;
- Расчет критических полных концентраций растворенного металла [M]_{dis,sdw(crit)} из критических пределов для концентраций при помощи модели химической специации.

^{*} NOEC (*no observable effect concentration*) - концентрация, ниже, которой не наблюдается воздействия. LOEC (*lowest observable effect concentration*) - минимальная концентрация, при которой наблюдается воздействие вещества.

Расчет критических концентраций свободных ионов металла из критического содержания способного к реакции металла

Использовались данные, составленные и принятые в соответствии с нынешними процедурами Европейского союза для оценки риска (Проект доклада об обценке риска: Cd, июль 2003 г. (Draft Risk Assessment Report Cd), см. http://ecb.jrc.it, Добровольная оценка риска по Pb (Voluntary Risk Assessment for Pb)). Эти данные охватывали хронические воздействия на уровне популяции на почвенные растения, на почвенных беспозвоночных и на микробиологические процессы. Конечные пункты по токсичности назывались в основном в смысле добавочной дозы металла. При использования добавочных доз делается допущение о том, что весь добавленный металл находится в формах, способных к реакции, в лечение всего эксперимента по токсичности.

Функции преобразования для расчета концентрации свободных ионов металла из способного к реакции содержания металла в почве, применявшиеся при выведении функций критического предела свободных ионов, приведены в Приложении 1. Свойствами почвы, необходимыми в этой функции, являются органическое вещество и рН почвенного раствора. При выводе, для оценки рН почвенного раствора при помощи регрессии, приведенной в Приложении 10 опорного документа (De Vries et al. 2004b), использовались значения рН почвы, измеренные химической экстракцией (при помощи H₂O, KCl or CaCl₂). *Процедуры оценки риска EC* не делают указание содержания органического вещества в почве условием приемлемости данных. Однако такие данные оказались непригодными для расчета критических концентраций свободных ионов из критических содержаний металла в почве, поскольку применяемые функции в этих данных нуждаются (см. Приложение 1).

Биологическая доступность металлов зависит не только от концентрации свободных ионов металла, но и от концентраций других катионов, в частности particularly H⁺. Это было учтено при выведении критических пределов как функции pH в дренажной почвенной воде (pH_{sdw}). Выведенными функциями критических пределов были:

$\log[Cd]_{\text{free},\text{sdw(crit)}} = -0.32 \cdot \text{pH}_{\text{sdw}} - 6.34 $ (5.9)	94)
--	----	---

 $\log[Pb]_{free,sdw(crit)} = -0.91 \cdot pH_{sdw} - 3.80$ (5.95)

Более обширная информация об этом подходе и данные токсичности приведены в Lofts et al. (2004) и в De Vries et al. (2004а). Обзор можно найти в опорном документе (De Vries et al. 2004b).

Расчет полных концентраций растворенных металлов из концентраций свободных ионов металлов

Для расчета критических нагрузок для почв из функций критических пределов необходимо знать полную концентрацию металла в почвенной дренажной воде, которая соответствует критическому пределу свободных ионов. В Приложении 2 делается обозрение процедуры расчета при помощи модели WHAM. Результаты полученные таким путем при помощи этой модели для принятого стандартного давления CO_2 , превышающего в 15 раз атмосферное давление в 0,3 мбар (4,5 мбар), даны в таблицах 5.21 и 5.22. WHAM учитывет также долю взвешенных частиц вещества (SPM), которые, строго говоря, не являются частью почвенного раствора. Тем самым полная концентрация связывается с дренажной почвенной водой. При [SPM]_{sdw}= 0 значение [M]_{tot,sdw(crit}) равно значению [M]_{dis,sdw(crit}) (см. ур. 5.93). Ради преемственности в отношении других подходов (см. выше), в которых критическое значение отсылает к [M]_{dis,sdw(crit}), предлагается применять результаты при [SPM]_{sdw}= 0. Кроме того, имеются значительные неопределенности в данных о SPM в почвенном растворе. Таблица 5.21 далее показывает, что в большинстве случаев влияние взвешенных частиц на полную концентрацию Cd в дренажной почвенной воде мало (даже при концентрации в 50 мг·л⁻¹), но для Pb оно может быть велико (Таблица 5.22).

				$[Cd]_{tot.sc}$	dw(crit) (N	пг.м ⁻³) е	сть [Сс]] _{dis.sdw(c}	rit) (MF.N	м ⁻³) при	SPM=	0
OM	SPM	DOC	pН	pH	pH	рН	pН	pH	pН	pH	pН	pН
%сух. веса	мг.л⁻¹	мг.л ⁻¹	3.5	4.0	4.5	5.0	5.5	6.0	6.5	7.0	7.5	8.0
10	0	0	4,04	2,79	1,92	1,34	0,94	0,68	0,51	0,43	0,47	0,75
10	0	5	4,04	2,80	1,93	1,38	1,04	1,08	0,91	0,66	0,61	0,80
10	0	15	4,04	2,81	1,97	1,47	1,23	1,83	1,68	1,13	0,88	0,91
10	0	50	4,05	2,86	2,12	1,80	1,89	4,08	4,03	2,74	1,85	1,30
10	0	100	4,07	2,94	2,36	2,29	2,80	6,76	6,86	4,94	3,22	1,85
10	50	0	4,06	2,82	1,95	1,38	1,00	0,76	0,61	0,57	0,67	1,02
10	50	5	4,06	2,82	1,96	1,42	1,10	1,16	1,02	0,81	0,80	1,07
10	50	15	4,06	2,84	2,00	1,51	1,29	1,91	1,79	1,28	1,08	1,18
10	50	50	4,07	2,89	2,15	1,85	1,94	4,15	4,14	2,88	2,05	1,57
10	50	100	4,08	2,96	2,39	2,33	2,85	6,84	6,97	5,08	3,42	2,12
50	0	0	3,98	2,74	1,91	1,34	0,94	0,68	0,51	0,43	0,47	0,75
50	0	5	4,02	2,81	2,02	1,52	1,26	1,09	0,91	0,66	0,61	0,80
50	0	15	4,11	2,94	2,24	1,89	1,85	1,86	1,68	1,13	0,88	0,91
50	0	50	4,45	3,48	3,01	3,06	3,69	4,16	4,03	2,74	1,85	1,30
50	0	100	5,06	4,29	4,07	4,59	5,96	6,89	6,86	4,94	3,22	1,85
50	50	0	4,03	2,81	2,00	1,45	1,11	0,90	0,81	0,84	1,03	1,51
50	50	5	4,07	2,87	2,10	1,64	1,42	1,31	1,21	1,08	1,17	1,57
50	50	15	4,16	3,00	2,32	2,01	2,01	2,08	1,98	1,54	1,44	1,68
50	50	50	4,50	3,54	3,09	3,18	3,85	4,38	4,33	3,15	2,41	2,06
50	50	100	5,11	4,35	4,16	4,71	6,12	7,11	7,16	5,35	3,78	2,61

Таблица 5.21: Справочная таблица для выведения значений полных критических концентраций Cd в дренажной почвенной воде [Cd]_{tot,sdw(crit)} при давлении CO₂, превышающем в 15 раз давление CO₂ в воздухе

Таблица 5.22: Справочная таблица для выведения значений полных критических концентраций Рb
в дренажной почвенной воде [Pb] _{tot,sdw(crit)} при давлении CO ₂ , превышающем в 15 раз давление CO ₂
в воздухе

			[]	[Pb] _{tot,sdw(crit)} (mg.m ⁻³), being [Pb] _{dis,sdw(crit)} (mg.m ⁻³) at SPM=0						=0		
OM	SPM	DOC	pН	pН	pН	pН	pН	pН	pН	pН	pН	pН
%с.в.	мг.л ⁻¹	мг.л ⁻¹	3,5	4,0	4,5	5,0	5,5	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0
10	0	0	34,72	11,41	3,83	1,32	0,46	0,17	0,08	0,09	0,23	0,72
10	0	5	34,80	11,55	4,02	1,57	0,77	0,86	1,12	1,29	1,36	1,64
10	0	15	34,96	11,83	4,42	2,09	1,38	2,18	3,16	3,67	3,61	3,47
10	0	50	35,52	12,82	5,83	3,92	3,42	6,25	10,04	11,87	11,47	9,89
10	0	100	36,33	14,25	7,92	6,51	6,21	11,39	19,36	23,30	22,68	19,07
10	50	0	37,33	14,50	7,43	5,53	5,41	5,98	6,88	8,08	9,60	11,71
10	50	5	37,41	14,64	7,62	5,79	5,72	6,66	7,92	9,27	10,73	12,63
10	50	15	37,57	14,92	8,02	6,31	6,33	7,98	9,97	11,66	12,98	14,46
10	50	50	38,13	15,91	9,43	8,14	8,37	12,05	16,84	19,86	20,84	20,89
10	50	100	38,94	17,34	11,52	10,74	11,16	17,19	26,17	31,29	32,05	30,06

50	0	0	32,85	11,08	3,80	1,31	0,46	0,17	0,08	0,09	0,23	0,72
50	0	5	34,36	12,59	5,32	2,74	1,63	0,89	1,12	1,29	1,36	1,64
50	0	15	37,41	15,65	8,37	5,51	3,80	2,25	3,16	3,67	3,61	3,47
50	0	50	48,44	26,65	18,69	14,44	10,52	6,45	10,04	11,87	11,47	9,89
50	0	100	65,13	42,22	32,86	26,13	18,94	11,76	19,36	23,30	22,68	19,07
50	50	0	39,22	18,51	12,51	11,53	12,45	14,27	16,57	19,45	22,94	27,36
50	50	5	40,73	20,03	14,03	12,96	13,63	14,95	17,61	20,64	24,06	28,27
50	50	15	43,78	23,08	17,07	15,74	15,78	16,30	19,66	23,03	26,31	30,11
50	50	50	54,80	34,07	27,42	24,65	22,51	20,51	26,54	31,24	34,18	36,53
50	50	100	71,49	49,66	41,61	36,34	30,92	25,82	35,86	42,66	45,38	45,70

Использование значений pH и DOC, учтываемых при расчете критических концентраций металлов

Некоторые параметры в расчете критических нагрузок зависят от статуса почвы, в частности от подкисленности (pH) и от концентрации DOC (см. тж. таблицы 5.21 и 5.22). Ниже даются рекомендации относительно того, какой статус почвы следует принимать во внимание, когда [M]_{dis,sdw(crit)} выводится из критических пределов для концентраций свободных ионов металла, как показано в Таблицах 5.21 и 5.22.

Значения pH: В принципе, считая, что Гетеборгский протокол исполняется, лучше всего брать за основу pH при условиях установившегося состояния. Это может вызвать трудности, т.к. его надо определять при помощи динамических моделей. Зато можно использовать pH при критической кислотной нагрузке. Это pH легче рассчитать, но оно может сильно отклоняться от pH при установившемся состоянии, если считать, что Гетеборгский протокол будет соблюдаться. Кроме того, расчет pH критической нагрузки довольно ненадежен, т.к. зависит от произвольных выборов, которые приходится делать. Поэтому использование pH критической нагрузки не рекомендуется.

Принимая вероятным, что нынешнее pH (почти) равняется будущему pH при установившемся состоянии (при условии выполнения Гетеборгского протокола), рекомендуется из прагматических соображений пользоваться нынешним pH. Поскольку нынешнее pH в почвенном растворе не всегда известно, а, скорее, измеряется в виде pH в воде или в соляных экстрактах, были выведены функции регрессии для соотнесения нескольких замеров pH с pH почвенного раствора. В Таблице 5.23 приведены отношения с допущением, что тип почвы не влияет на соотношения. Эти соотношения можно использовать для расчета pH почвенного раствора, необходимого в расчетах критических нагрузок, а также в функциях преобразования, связывающих содержание способного к реакции металла с концентрациями свободных ионов металла.

Объясняющая переменная	N	Склон (α) ¹⁾	Перехват (β) ¹⁾	стандартная погрешность se _{Yest}	R ² adj
pH-H ₂ 0	1145	1,0462	-0,2847	0,453	0,84
pH-KCl	905	0,9692	0,6233	0,491	0,80
pH-CaCl ₂	413	0,8834	1,317	0,741	0,49

Таблица 5.23 Результаты линейно-регрессивных анализов pH в почвенном растворе в сопоставлении с pH-H₂O, pH-CaCl₂ и pH-KCl

¹⁾ Все коэффициенты значимы при р > 0,999

Более подробная информация приводится в Приложении 10 опорного документа (De Vries et al. 2004b). Сюда относятся соотношения как функция типа почвы. Там приведены также диапазоны в нынешних pH и критических pH почв в установившемся состоянии для различных комбинаций землепользования и типов и глубин почв.

Концентрации DOC: Концентрация растворенного органического вещества (DOM) в почвах в наши дни часто определяется в климатологических исследованиях. Концентрации DOM обычно определяются анализом углерода (DOC), который составляет половину массы органического вещества почвы (DOM = $2 \cdot DOC$). Однако по почвенным растворам редко встречаются долгосрочные данные достаточной густоты для картирования региональных средних величин и вариаций; может потребоваться получать эти данные оценочно из других исследований. Диапазоны значений DOC для важнейших типов лесов и слоев почвы посредством 5-, 50- и 95-процентилей представлены в Приложении 11 опорного документа (De Vries et al. 2004b) на основании значений DOC из примерно 120 участков Интенсивного Мониторинга (*Intensive Monitoring plots*) в Европе. В целом, результаты показывают явное снижение концентраций DOC от гумусного слоя (среднее значение 40 мг·л⁻¹) к минеральной подпочве. Кроме того, эти значения несколько выше в хвойном лесу, чем в лиственном.

Можно ожидать взаимосвязей между концентрациями DOC и типом растительности, гидрологией, условиями роста или свойствами почвы, которые могли бы пригодиться для улучшения оценок по различным объектам и регионам. Таким образом, использовались данные по минеральной почве (De Vries et al. 2004b) для вывода соотношений с уже известными характеристиками объекта и данными о почве, которые могут повлиять на концентрации DOC, в том числе тип леса (хвойный или лиственный), класс механического состава почвы (показание по типу почвы), температура, pH и содержание С и N, включая отношение C/N. Полученные таким образом результаты приведены в опорном документе и свидетельствуют о хорошей взаимосвязи с характеристиками объекта и почвы в подпочве (ниже 30 см). Взаимосвязи становятся гораздо хуже в верхнем слое почвы (выше 30 см). В верхнем слое взаимосвязи были явно положительными с отношением C/N и температурой, однако коррелирующие значения для индивидуальных концентраций С и N были соответственно отрицательно и положительно связаны с DOC. Эти взаимосвязи, однако, слишком слабы, чтобы быть полезными. Это согласуется с тем, что число исследований в литературе является ограниченным, и из них не удалось извлечь ничего о существовании каких-либо значительных взаимосвязей (Michalzik et al. 2001).

На основании имеющихся данных предлагаются следующие значения по умолчанию для расчета критических нагрузок Pb и Cd, или критических уровней атмосферного загрязнения Hg, соответственно (см. опорный документ, Приложение 11):

$[DOC]_{sdw} = 35 \text{ Mr } \pi^{-1} ([DOM]_{sdw} = 70 \text{ Mr } \pi^{-1})$
$[DOC]_{sdw} = 20 \text{ Mr } \pi^{-1} ([DOM]_{sdw} = 40 \text{ Mr } \pi^{-1})$
$[DOC]_{sdw} = 15 \text{ Mr } \pi^{-1} ([DOM]_{sdw} = 30 \text{ Mr } \pi^{-1})$
$[DOC]_{sdw} = 10 \text{ Mr } \pi^{-1} ([DOM]_{sdw} = 20 \text{ Mr } \pi^{-1})$

5.5.2.2.4 Критические концентрации растворенной ртути, связанные с экотоксикологическими эффектами в почвах

).).).

Критический предел для почвы: Для ртути, критические нагрузки касаются только воздействий на микроорганизмы почвы и на беспозвоночных в гумусном слое лесов. Предлагаемый критический предел для Hg состоит в том, чтобы концентрация в гумусном слое (горизонт О) лесных почв после нормализации в отношении содержания органического вещества не превышала 0,5 мг·кг(орг)⁻¹ (Meili et al. 2003а). Ввиду сильной ассоциации ртути с органическим веществом, которая не оставляет практически никаких свободных ионов, экспозиция биоты по отношению ко ртути регулируется конкуренцией между биотическими и другими органическими лигандами, и контаминация всех типов органического вещества определяется отношением количества

органического вещества к количеству Hg на данном объекте (Meili 1991a, 1997, ср. биоразбавление (англ. *biodilution*). Поэтому критический предел для Hg в почвах установлен скорее по органически связанной ртути, нежели по концентрации свободных ионов, тоже в растворе.

Критические полные концентрации ртути в почвенном растворе можно рассчитать при помощи функции преобразования для Hg от почвы к почвенному раствору, принимая, что критическое отношение Hg/opr в твердой и жидкой фазах одно и то же, по крайней мере в содержащих кислород средах, где привязанностью к сульфидам можно пренебречь. Различные аргументы в поддержку этого приводятся в Meili (1991a, 1997, 2003b), De Vries et al. (2003), и Åkerblom et al. (2004).

Функция преобразования для ртути: Критическое выщелачивание Hg из гумусного слоя ($M_{le(crit)}$ в ур. 5.88) связано с подвижностью и ртутным содержанием в растворенном органическом веществе ввиду сильного сродства ртути с живым и неживым органическим веществом и, как результат, недостаточной конкуренции со стороны неорганических лигандов в этом слое (напр., Meili 1991, 1997). Из-за сильной ассоциации ртути с органическим веществом, которая практически не оставляет никаких свободных ионов (кажется, гораздо меньше одного на кв. км верхнего слоя почвы, согласно Skyllberg et al. 2003), биогеохимичесий круговорот Hg регулируется конкуренцией между биотическими и прочими органическими лигандами. Поэтому отношения Hg/OM являются полезным инструментом для расчета критических пределов и нагрузок и соответствующих функций преобразования (Meili et al. 2003а). Это основа функции преобразования для выведения следующим образом полных концентраций Hg в просачивающейся сквозь почву (верхний слой) воде ($[M]_{tot,sdw(crit)}$ в ур.5.90, мг м⁻³):

$$[Hg]_{dis,sdw(crit)} = [Hg]_{OM(crit)} \cdot f_{f} \cdot [DOM]_{sdw} \cdot c_{sdw}$$
(5.96)

где

критическая полная концентрация Hg в дренажной почвенной воде (мг м⁻³); $[Hg]_{dis.sdw(crit)} =$ [Hg]_{ОМ(стіt)} = критический предел концентрации Hg в твердом органическом веществе (OM), или отношение Hg/OM в органических (верхних) слоях ($[Hg]_{OM(crit)} = 0.5 \text{ мг (кг OM)}^{-1}$); f_{f} = отношение фракционирования. описываюшее ртутную контаминацию органического вещества в растворе (DOM) относительно контаминации в твердых органических веществах (ОМ) (-); = концентрация растворенного органического вещества в дренажной почвенной воде [DOM]_{sdw} (гм⁻³): $= 10^{-3}$ кг г⁻¹, коэффициент для правильного перевода единиц массы. c_{sdw}

Не зависящий от шкалы коэффициент фракционирования или перехода f_f описывает разделение Hg между органическим веществом в твердой фазе и органическим веществом в растворе и определяется как отношение между содержаниями Hg в DOM и OM (Meili et al. 2003a, Meili et al. 2003b). Предварительные исследования в Швеции наводят на мысль о том, что концентрация Hg в DOM примерно такой же величины, что и в OM, и что 1 может использоваться в качестве величины f_f по умолчанию, пока отклонения от единства не окажутся существенными (Åkerblom et al. 2004).

Критическая концентрация для дренажной почвенной воды: Поскольку предел Hg для OM составляет 0,5 мг·кг⁻¹, а концентрация в DOM – 70 мг·л⁻¹ (DOC = 35 мг·л⁻¹), критическая концентрация установившегося состояния всей ртути в почвенной дренажной воде равно 35 нг·л⁻¹ или 0,035 мкг·л⁻¹ (см. ур. 5.96). Эта концентрация согласуется с выведенной при помощи другого подхода в масштабе водосбора (Meili et al. 2003а) и совпадает с верхними диапазонными значениями, наблюдающимися ныне в почвенных растворах и поверхностных пресных водах (Meili, 1997; Meili et al. 2003b; Åkerblom et al. 2004). Отметим, что этот экосистемный предел для

почвенной воды гораздо ниже вышеприведенного предела для питьевой воды, но все же выше, чем предел для поверхностных пресных вод, где пределы для потребления рыбой обычно превышаются при концентрациях 1-5 нг·л⁻¹ у поверхности воды.

5.5 3. Водные экосистемы

5.5.3.1 Критические нагрузки кадмия и свинца

5.5.3.1.1 Модель простого массового баланса установившегося состояния и соответствующие входные данные

В принципе, подход простого массового баланса установившегося состояния можно применять с Cd, Pb и Hg, но было решено ограничить подход в первой инстанции кадмием и свинцом, используя для ртути другой подход, основанный на осадках, как описано в подразд. 5.5.3.2.

Модель массового баланса установившегося состояния в проточных водах

Как и в наземных экосистемах, критической нагрузкой Cd и Pb для пресных вод является приемлемая полная нагрузка от поступлений антропогенных тяжелых металлов, соответствующая сумме терпимых выносов из водосбора путем заготовок или оттока, минус естественные поступления от эрозионного высвобождения в водосборе, но с добавлением удержания в поверхностной воде (De Vries et al. 1998). Нет нужды рассматривать чистое высвобождение в почвах водосбора, если чистая эрозия (эрозия минус окклюзия) ничтожно мала. Поскольку оценка чистого высвобождения в почвах содержит большие неопределенности, предварительно допускается, что им можно пренебречь.

В первоначальном пособии по расчету нагрузок тяжелых металлов для водных экосистем (De Vries et al. 1998) метод по умолчанию, представленный для расчета критических нагрузок тяжелых металлов для почв, учитывал удержание металла в озере, включая все относящиеся к делу потоки металла, а именно процессы осаждения, ресуспензии и обмена в озере (инфильтрацию, диффузию и биоирригацию), принимая при этом, что имеет место установившееся состояние (De Vries et al.1998). Ради вящей простоты и чтобы оставаться как можно ближе к подходу с точки зрения простого массового баланса для азота и кислот, эту модель можно упростить, пренебрегая эрозией в водосборе и сведя переходные обменные процессы на границе осадок-вода и чистой воздействие осаждения и ресуспензии в единый термин удержания, согласно De Vries et al. (1998):

$$CL(M) = M_u + M_{ret(crit)} \cdot A_l / A_c + M_{lo(crit)}$$

(5.97)

где:

M _u	= удаление тяжелого металла путем заготовки биомассы или чистого	впитывания в
	водосборе ($\Gamma \cdot \Gamma a^{-1} \Gamma O d^{-1}$)	
M _{ret(crit)}	= чистое удержание тяжелого металла в озере при критической нагрузке	(г•га ⁻¹ год ⁻¹)
M _{lo(crit)}	= критический боковой отток тяжелого металла изо всего водосбора	(г•га ⁻¹ год ⁻¹)
Al	= площадь озера (га)	
A _c	= площадь водосбора (га)	

При расчете критических нагрузок Cd и Pb для проточных вод, нет нужды принимать во внимание чистое удержание, что ведет к следующему расчету критической нагрузки:

$$CL(M) = M_u + M_{lo(crit)}$$
(5.98)

Поскольку оценка чистого удержания в озерах содержит значительные неопределенности, рекомендуется рассчитать предварительно водные критические нагрузки только для проточных вод, у которых удержание поверхностой воды ничтожно мало. Это далее ведет к наинизшим критическим нагрузкам и таким образом подразумевает также и защиту озер. Наконец, при расчете критических нагрузок для озер можно допустить, что чистое удержание металлов в озерах ничтожно мало, из чего следует допущение о том, что общее высвобождение или удержание металлов в водосборе, включая и осадок в озере, ничтожно мало.

Удаление тяжелого металла чистым впитыванием

Оценка этих данных сравнима с оценками по наземным экосистемам (см. ур. 5.89), но теперь впитывание или высвобождение касаются всего водосбора. Это предполагает, что не надо применять никакого дополнительного коэффициента приведения для соотнесения впитывания в корневой зоне/водосборе с минеральным верхним слоем почвы. Таким образом, уравнение для чистого впитывания равно уравнению 5.89, в котором $f_{Mu} = 1$.

Критический вынос тяжелых металлов из водной системы

Критический боковой отток можно описать как произведение бокового отточного расхода воды и критического предела полной концентрации тяжелого металла в поверхностной воде, согласно:

$$M_{lo(crit)} = 10 \cdot Q_{lo} \cdot [M]_{tot,sw(crit)}$$
(5.99)

где:

Q_{lo} = боковой отточный расход воды со всей площади водосбора (м·год⁻¹) [M]_{tot,sw(crit)} = критический предел полной концентрации (в растворе и суспензии) тяжелого металла в поверхностной воде (мг·м⁻³)

Q_{lo}, который иногда в литературе называют гидравлической нагрузкой, может выводиться для озера путем деления выходящего расхода из водной системы, Q (м³год⁻¹) на площадь водосбора (м²). Полную концентрацию металлов можно рассчитать так:

$$[M]_{tot,sw(crit)} = [M]_{dis,sw(crit)} + [M]_{SPM,sw(crit)} \cdot [SPM]_{sw}$$
(5.100)

где:

[M]_{dis,sw(crit)} = критическая концентрация растворенного тяжелого металла в поверхностной воде (мг м⁻³)

[M]_{SPM,sw(crit)} = критическое полное содержание тяжелого металла во взвешенных частицах (мг кг⁻¹)

[SPM]_{sw} = концентрация суспензии в поверхностной воде (кг м⁻³).

Данные о боковом оттоке озер могут выводиться из базы данных критических нагрузок S и N. Критическая нагрузка зависит от используемого критического предела. В пероначальном пособии для водных экосистем (De Vries et al. 1998) утверждалось, что подходящими являются критические нагрузки, связанные с активностью свободных ионов металлов в поверхностной воде. Эта идея получила дальнейшее развитие в Lofts et al. (неопубликованные данные), но здесь мы ее не придерживаемся по причинам, которые будут изложены в 5.5.3.1.2. Предпочтение здесь отдается критическим пределам, связанным с полными концентрациями растворенного металла. Это нужно для того, чтобы в расчет критической концентрации металла в суспензии и, отсюда, критической

полной водной концентрации металла, была включена функция преобразования «твердая фаза – раствор» (см. Приложение 1).

Информация о том, как производить оценку критического чистого внутриозерного удержания при расчете критических нагрузок металла, приведена в опорном документе к данному пособию (De Vries et al. 2004b). Как и для наземных экосистем, желательно рассчитать скорости эрозии (здесь – хотя бы на глубину 1 м), чтобы учесть влияние естественных процессов в сравнении с атмосферным отложением на оценку критических нагрузок и превышений критических пределов. Информация о том, как рассчитать эрозию внутри водосбора дана в Приложении 6 опорного документа.

5.5.3.1.2 Критические полные концентрации раствореных кадмия и свинца в водных экосистемах

Критические пределы для полных концентраций в растворе

Анализ водных экотоксикологических данных в Lofts et al. (не опубликовано) предлагает считать, что при определенном pH крайние значения токсичности для водных и наземных сред взаимно перекрываются. Отсюда предлагалось применять общие критические пределы и для почв, и для пресных вод при помощи функций критического предела, выведенных в 5.5.2.2 для токсичных воздействий на почвенную экосистему. Однако, хотя и нет теоретического основания тому, чтобы чувствительности организмов почвы и воды не были одинаковыми (если допустить, что впитывание свободных ионов из водной фазы является важным механизмом, ведущим к токсичности) этот подход не был принят по следующим причинам:

- 1. Данные по водной токсичности для Cd покрывают более узкий диапазон pH, чем данные по наземной токсичности (pH 6,9 8,7 по сравн. с pH 3,2 7,9). Поэтому, хотя пересечение и отмечено внутри диапазона pH, покрываемого данными по водной токсичности, отсутствуют данные в поддержку теории пересечения ниже pH 6,9.
- 2. Наблюдавшееся пересечение точек по Pb было меньшим, чем по любому другому изучавшемуся металлу (Си и Zn вдобавок к Cd и Pb). Согласно большинству данных по водной токсичности, крайние точки по свободному Pb получаются выше, чем для почв.

По этим причинам было решено не использовать методику свободных ионов для водных критических пределов, а вместо этого представить критические пределы как совокупный растворенный металл (мг·м⁻³). Обзор предварительныхкритических пределов, построенных на эффектах, дан в Таблице 5.24. Значения для Cd основаны на Докладе об оценке риска EC по Cd (*Risk assessment Cadmium metal* CAS-No. 7440-43-9). Значения по Pb основаны на Crommentuijn et al. (1997) – для значений, предлагаемых к использованию в запросе данных 2004 г., и на таблице данных по веществам в части Pb и его соединений (2003 г.) – для значений, которые должны будут использоваться, когда будет готово обновленное Приложение 3. Причина потребности в обновлении Приложения 3 приводится ниже. Предлагаемая замена Приложению 3 приведена в Приложении 12 опорного документа (DeVries et al. 2004b) и содержит подробные примеры расчетов.

Все приведенные значения ориентированы на экотоксикологические эффекты. Имеются также критические пределы, связанные с отравлением второго порядка, но эти значения пока не рекомендуется использовать, т.к. они нуждаются в дальнейшем обосновании и обсуждении.

	F	
Металл	Критическая растворенная ко	нцентрация (мг м ⁻³)
	Значение для использования	Значения для использования после того, как
	сейчас	появится обновленное Приложение 3
Cd	0,38 1	0,16, если H <100 ²
		0,30, если 100 <h <200="" td="" и<=""></h>
		0,50, если H >200
Pb	11	5

Таблица 5.24:	Рекомендуемые	критические	пределы	для	концентраций	растворенных	Cd	И	Pb	В
ПО	верхностных вода	ax								

¹ Сравнимый критический предел предлагается в Докладе об оценке риска (RAR) по Cd для защиты высших хищников – а именно 0,26 мг·м⁻³. Это значение основано на критическом пределе впитывания Cd, равном 160 μг(Cd)/кг пищи (влажный вес) хищника, что является стандартом качества для ткани биоты в отношении отравления второго порядка. Однако это значение все еще считается слишком ненадежным, чтобы использоваться в расчетах критических нагрузок.

² H = жесткость в мг(CaCO₃)· π^{-1}

Значение 0,38 мг·м⁻³, взятое из Доклада ЕС об оценке риска по Cd, основано на 5-процентильном отсекающем значении данных по хронической токсичности из 168 надежных тестов, проводившихся на одном виде, и 9 исследований на нескольких видах. Далее в Докладе вводится коэффициент оценки 2, что приводит к критическому пределу 0,19 мг·м⁻³, но этот подход не применяется данным пособием. Для Cd была найдена также связь с жесткостью воды. Доклад ЕС об оценке риска. Недавно согласился также учитывать влияние жесткости на токсичность кадмия, используя 3 класса жесткости (где жесткость H измеряется в мг(CaCO₃)·л⁻¹) и установив 0,16 мг·м⁻³ при H<100, 0,30 мг·м⁻³ при 100<H <200 и 0,50 мг·м⁻³ при H>200, без помощи коэффициента оценки (см. тж. опорный документ к данному пособию).

Для Рb критический предел в 11 мг·м⁻³ основан на Crommentuijn et al. (1997), а значение 5 мг·м⁻³ (диапазон 2,1 – 9,3 мг·м⁻³) основано на 5-процентильном отсекающем значении данных по хронической токсичности, рассчитанных по методу Альтенберга и Яворской (Aldenberg & Jaworska) при помощи 3 наборов данных от избранных (i) пресноводных и солоноводных Концентрации NOEC/EC10* (30 значений), (ii) пресноводных концентраций NOEC/EC10 (19 значений) и (iii) солоноводных концентраций NOEC/EC10 (11 значений). Далее в таблице данных по веществу (Рb) вводится коэффициент оценки 3, но этот подход не был применен данным пособием. На семинаре ICP по Водам по теме «тяжелые металлы» (2002 г., Лиллехаммер) (Skjelkvale and Ulstein, 2002) был предложен диапазон 1 - 11 мг·м⁻³ в зависимости от химии воды, причем нижняяя часть диапазона отностся к чистым мягким водам. Критический предел 5 мг·м⁻³ находится в середине этого диапазона и таким образом согласуется с ним. Гораздо более низкий критический предел предлагается в таблице данных по веществу (Pb), где для защиты человеческого здоровья установлен критический предел 200 µг(Pb) кг⁻¹ мускульной плоти рыбы (пищевой стандарт, установленный Регламентом Европейской Комиссиии (Commission Regulation EC No. 466/2001), и для защиты хищников в пресноводной и солоноводной средах от отравления второго порядка (около 0.4 µг(Pb)·л⁻¹). Однако это значение все еще считается слишком ненадежным, чтобы использоваться в расчетах критических нагрузок.

Хотя он сейчас и не используется, предварительный критический предел для Hg можно найти в таблице данных по веществам (Hg и ее соединения, 2003 г.). Как и для Pb, это значение основано на 5-процентильном отсекающем значении данных по хронической токсичности, при помощи 3 рядов данных по избранным (i) пресной и соленой воде, (ii) пресной воде и (iii) соленой воде, что

^{*} EC10: концентрация, оказывающая некий определенное воздействие на 10% из группы тестируемых организмов.

приводит к значению 0,142 мг·м⁻³ (90-процентильный диапазон 0,056-0,281 мг·м⁻³). В таблице данных по веществам (ртуть) далее вводится фактор оценки 4, но этот подход не принят данным пособием. Надежного стандарта качества для защиты главных хищников от отравления второго порядка привести нет возможности, но это значение намного ниже соответствующего значения для экотоксикологических эффектов. Значение 0,035 мг·м⁻³, дававшееся ранее для почв, будет вероятно верхним пределом для отравления второго порядка.

Расчет критических пределов для полных водных концентраций

Для расчета критических нагрузок металлов для пресноводных экосистем необходимо знать полную водную концентрацию при критическом пределе, т.е. концентрацию растворенного металла и металла, связанного со взвесями (*suspended particulate matter, SPM*). Возможны различные подходы к выведению содержания адсорбированного металла на взвешенных частицах из ([M]_{SPMsw}) из полных концентраций растворенного металла в поверхностной воде ([M]_{tot,sw}). Простейшим является эмпирический линейный подход (значение K_d), который связан и с содержанием, и с концентрациями, объясняя влияние важнейших свойств взвешенных частиц на сорбционные отношения. Однако значения K_d для некоторого металла могут значительно варьировать от места к месту, так что использование K_d неуместно при расчете содержания металла на взвешенных частицах из большого числа различных мест.

Альтернативный метод, максимально использующий данные и модели, применяющиеся в других разделах этого пособия, состоит из трех этапов:

- 1. Расчет критической концентрации свободных ионов из критической концентрации растворенного металла.
- 2. Расчет критического количества металла, связанного с частицами, из критического количества свободных ионов.
- 3. Суммирование критических количеств связанного с частицами и растворенного металла для получения критического полного содержания металла.

На этапе 1 используется модель комлексации (напр., WHAM) для расчета критической концентрации свободных ионов по критической концентрации растворенного металла. На этапе 2 используется функция преобразования для расчета металла, связанного с частицами, по свободным ионам. Эта функция преобразования дана в Приложении 2. Расчет критической полной водной концентрации представлен в Приложении 3.

Представленная в Приложении 3 процедура применима только к значениям 0,38 мг·м⁻³ для Cd и 11 мг·м⁻³ для Pb. Использование различных значений (для Cd в зависимости от жесткости и для Pb 5 вместо 11) предполагает повторный прогон модели WHAM. Это будет сделано и эти значения будут использованы, как только будет одобрено обновленное Приложение 3.

Данные химии поверхностной воды

Данными, нужными для расчета полной концентрации растворенного металла, являются концентрация взвешенных частиц в отделе воды, [SPM]_{sw}, pH и концентрации DOC поверхностной воды. Концентрация SPM в поверхностной воде (кг·м⁻³ или г·л⁻¹) зависит от турбулентности воды, которая в свою очередь зависит от геологической обстановки (в том числе землепользования) и скорости течения воды (т.е. скорости ветра для озер). Концентрация взвешенных частиц может, таким образом, значительно варьировать, обычно в диапазоне от 1 до 100 г·м⁻³. Средняя концентрация для голландских поверхностных вод, например, составляет 30 г·м⁻³, а по данным о низинных реках Великобритании (n = 2490) она равна 30,6 г·м⁻³, в диапазоне от <0,1 до 890 г·м⁻³, тогда как скандинавские воды показывают обычно гораздо более низкие значения.

Значения pH и DOC для озер в большой степени зависят от окружающего ландшафта, включая коренную породу (ее чувствительность к кислотным поступлениям). Типичные значения DOC для озер с прозрачной водой находятся ниже 5 мг·л⁻¹, а для гумусных озер они могут превышать 50 мг·л⁻¹. Значения pH обычно варьирует между 5 и 7. И pH, и DOC являются стандартными измерениями при наблюдении за озерами, и из этих наблюдений можно вывести массу данных.

При расчете внутриозерного удержания для вывода критических нагрузок для озер, нужны данные о таких характеристиках, как площади озера и водосбора и чистый показатель удержания. За дальнейшей информацией отсылаем к опорному документу (De Vries et al. 2004b) и к одному из предыдущих пособий (De Vries et al. 1998).

5.5.3.2 Критические уровни ртути в осадках

К критическим нагрузкам атмосферного загрязнения водных экосистем (озер и рек) можно подходить с позиций массового баланса, что включает в себя широкое разнообразие процессов как внутри водяного столба, так и в окружающемм водном бассейне. Напротив, разделение загрязнителей в установившемся состоянии в неизменной окружающей среде можно формулировать без какой-либо потребности в соображениях массового баланса или в детальном понимании процессов экосистемы. Этого можно достичь прямо увязав критические рецепторы, такие как рыбу, с главными загрязнениями посредством функций преобразования (TF), описывающих связь между концентрациями в них Hg в установившемся состоянии, как описано ниже.

5.5.3.2.1 Вывод критических уровней ртути в осадке со ссылкой на стандартную рыбу

Основополагающее понятие

Концентрации Hg в рыбе представляют широкий разброс, порядка 30-кратного, как внутри изучаемого объекта, так и от объекта к объекту (Meili 1997). Стандартизированное значение для заданного участка (озера или реки) можно получить приведением к обычно вылавливаемой рыбоядной рыбе полным весом в 1 кг, в частности к щуке (*Esox lucius*). Используя 1-килограммовую щуку в качестве стандартного рецептора, можно соотнести среднюю концентрацию в плоти рыбы со средней концентрацией Hg в осадках на данном участке следующим образом:

$$[Hg]_{Pike} = c_{bp} \cdot [Hg]_{Prec} \cdot TF_{HgSite}$$
(5.101)

где:

гдс.	
[Hg] _{Pike}	= концентрация Hg в плоти 1-килограммовой щуки (мг·кг ⁻¹ свежего веса)
[Hg] _{Prec}	= концентрация Hg в осадках (нг·л⁻¹)
TF _{HgSite}	= характерная для объекта функция преобразования (л·кг ⁻¹ свеж. в.), выражающая
	перенос атмосферной ртути в плоть рыбы в данном водосборе при установившемся
	состоянии
c _{bp}	= 10 ⁻⁶ мг·нг ⁻¹ , коэффициент для надлежащего перевода единиц потока

Тогда критический уровень атмосферного загрязнения ([Hg]_{PrecCrit}) можно рассчитать так:

$$[Hg]_{Prec(crit)} = [Hg]_{Pike(crit)} / (TF_{HgSite} \cdot c_{bp})$$
 (5.102)
где:

$$[Hg]_{Pike(crit)} = \kappa ритическая концентрация Hg в плоти 1-килограммовой щуки (0,3 мг·кг-1 свеж.вес)
[Hg]_{Prec(crit)} = критическая концентрация Hg в осадках (нг·л-1)
c_{bp} = 10-6 мг·нг-1, коэффициент для надлежащего перевода единиц потока.$$

Относительно критического предела для содержания ртути в щуке, равного 0,3 мг·кг⁻¹ св.в., мы ссылаемся на опорный документ данного пособия (de Vries et al. 2004b).

Функция преобразования TF_{HgSite}

 TF_{HgSite} призвана учесть широкий разброс концентраций Hg между экосистемами в ответ на определенное поступление атмосферной Hg при установившемся состоянии. Она объясняет разнообразие сложных процессов, включая наземный и водный аспекты, связанные с биохимией ртути в озерах и реках (Meili et al. 2003а), объясняя таким образом и движения, и трансформации Hg (напр., сорбция, улетучивание, чистое метилирование, биологическое наличие, биологическое разбавление, биоувеличение). Для картирования чувствительности водосбора TF_{HgSite} выражается предпочтительно как функция основных физико-химических параметров. Концентрации Hg в рыбе обычно выше всего в бедных питанием пресных водах в кислотных сильно заболоченных водосборах (напр., Verta et al. 1986, Håkanson et al. 1988, Meili 1991a, 1994, 1996a, 1997). Такие различия могут описываться эмпирическими соотношениями, учитывающими региональные и местные биохимические различия и строящимися на переменных, по которым имеются доступные данные (напр., из других исследований по Конвенции LRTAP), такие, как pH воды или концентрации органического углерода или питательных выражения, которые улавливают часть широкого разнообразия TF_{HgSite} :

$$TF_{HgSite} \approx TF_{HgRun} \cdot ([TOC]_{sw}+1) / (400 [TP]_{sw}+6)$$
 (5.103a)

$$TF_{HgSite} \approx TF_{HgRun} \cdot e^{-(pHsw-6)/2}$$

где [TOC]_{sw} = концентрация всего органического углерода в поверхностной воде (мг·л⁻¹), [TP]_{sw} = концентпация всего фосфора в поверхностной воде (мг·л⁻¹), pH_{sw} = pH в поверхностной воде, TF_{HgRun} = функция перевода (л·кг⁻¹ свеж. в.), связанная с переносом атмосферной Hg в плоть рыбы через сток в контрольном водосборе при установившемся состоянии.

(5.103b)

(5.104)

Первое выражение (16а) – наиболее уместно и должно применяться, когда известны концентрации всего органического углерода и всего фосфора в поверхностной воде, а это часто доступно из рутинного мониторинга поверхностных вод. Альтернативное выражение, основанное только на pH (16b), менее адекватно, но может использоваться в случае ограниченности имеющихся данных.

 TF_{HgRun} можно количественно определить из адекватных рядов данных различными путями (см. Приложение 13 опорного документа, De Vries et al. 2004b). Если таких данных нет, для TF_{HgRun} можно использовать значение 250 000 л·кг⁻¹ свеж. в. для стандартной рыбы (1 кг, в частности, щука *Esox lucius*) при установившемся состоянии (Meili et al. 2003а, ср. Verta et al. 1986, Meili 1991а). При количественном определении TF_{HgRun} (или иного параметра установившегося состояния) на основании полевых данных важно учесть, что текущие концентрации Hg в среде не находятся в установившемся состоянии при текущем уровне атмосферного загрязнения.

5.5.3.2.2 Вывод критических уровней ртути в осадках в отношении других организмов

Основополагающее понятие

Концентрацию Hg в рыбе или ином организме, служащем пищей для человека или для питающихся рыбой диких животных, таких как птицы или млекопитающие, можно соотнести с концентрацией Hg в 1-килограммовой щуке, согласно:

$$[Hg]_{Bio} = [Hg]_{Pike} \cdot TF_{HgBio}$$

где:

Руководство по картированию 2004 • Глава V Картирование критических нагрузок Стр. V - 72

[Hg]_{Bio} = концентрация Hg в любой биоте, напр., в плоти рыбы (мг·кг⁻¹ св.в.)

TF_{HgBio} = специфичная для каждого организма функция перевода, отражающая типичное разделение Hg внутри пищевых сетей (-)

Таким образом, критический уровень атмосферного загрязнения ([Hg]_{PrecCrit}) можно рассчитать из комбинации уравнений (5.102) и (5.104) так:

$$[Hg]_{Prec(crit)} = [Hg]_{Bio(crit)} / (TF_{HgBio} \cdot TF_{HgSite} \cdot c_{bp})$$
(5.105)

где:

 $[Hg]_{Bio(crit)}$ = критическая концентрация Hg в любой биоте, напр., в плоти рыбы (мг·кг⁻¹ св. в.) с_{bp} = см. выше

TF_{HgBio} полезна для двух целей: (1) для оценки значений для 1-килограммовой щуки на объектах / в регионах, по которым известны лишь содержания ртути в других организмах, (2) для преобразования карт критических нагрузок, составленные для 1-килограммовой щуки, в карты по другим угрожаемым организмам местного/регионального значения.

Функция преобразования TF_{HgBio}

TF_{HgBio} покрывает широкое разнообразие концентраций Hg среди организмов внутри пищевых сетей, описывая типичное отклонение от стандартной рыбы. Среди широкодоступных переменных вес тела является наиболее мощным отдельно взятым показателем для предсказания уровней Hg в рыбах, в том числе и от вида к виду. Разнообразие величин TF_{HgBio} можно описать так:

$$TF_{HgBio} \approx f_{HgY} + f_{HgW} W^{2/3}$$
(5.106)

где:

f_{HgY}	= значение для очень молодой рыбы и других мелких животных (–); $f_{HgY} \approx 0.13$
f_{HgW}	= специфичный для вида угловой коэффициент (–); $f_{HgW} \approx 0,22$ (Таблица 5.25)
W	= полный свежий вес тела (кг св.в.)

Для многих пресноводных рыб, потребляемых человеком, это генерирует оценочные величины средних концентраций Hg при заданном размере рыбы, которые отличаются от наблюдавшихся средних меньше чем вдвое. Специфичные для каждого вида угловые коэффициенты (f_{HgW}) по некоторым распространенным пресноводным рыбам приведены в Таблице 5.25 для того типичного случая; для очень мелких рыб и других мелких животных (f_{HgY}) значение может поддерживаться равным 0,13. Для любого вида рыб (напр., для неисследованных участков или для неизвестных будущих популяций рыб) можно сделать первое приближение, отличающееся меньше чем в 3 раза от наблюдавшихся средних значений для размера-класса; оно делается на основании одного лишь веса при помощи параметра стандартной рыбы, щуки ($f_{HgW} = 0,87$, Таблица 5.25). Если данных о весе рыбы нет, полный вес тела (W, кг) можно определить оценочно по полной длине тела при помощи коэффициента формы, специфичного для вида (f_{LW} , Таблица 5.25), согласно:

$$W \approx f_{LW} \cdot L^{3.1} \tag{5.107}$$

где

L = длина рыбы (см)

Таблица 5.25: Коэффициенты для перевода размера (f_{LW}) и нормализации концентраций Hg (f_{HgW}) для пресноводных рыб, некоторые стандартные веса рыб (W), употребляемых в пищу, и соответствующие значения TF_{HgBio}

Таксоны рыб			f_{LW}	f_{HgW}	W	TF_{HgBio}
щука	Esox lucius	Esocidae	3,8 10-6	0,87	1,0	1
(желтый) судак	Stizostedion lucioperca	Percidae	6,4 10 ⁻⁶	1,2	1,0	1,3
окунь	Perca fluviatilis	Percidae	7,9 10 ⁻⁶	1,9	0,3	1,0
форель	Salmo trutta	Salmonidae	7,2 10 ⁻⁶	0,4	0,3	0,3
арктический голец	Salvelinus alpinus	Salmonidae	6,8 10 ⁻⁶	0,7	0,3	0,4
сиг	Coregonus spp.	Coregonidae	6 10 ⁻⁶	<0,4>2		
налим	Lota lota	Lotidae	5 10 ⁻⁶	0,9	0,3	0,5
лещ	Abramis brama	Cyprinidae	8 10 ⁻⁶	0,25	0,3	0,2
плотва	Rutilus rutilus	Cyprinidae	6,8 10 ⁻⁶	0,61.2		

Таблица 5.25 задумана как справочный материал, который можно расширить и приспособить для местного использования на основании дополнительных полевых данных из систем, где были проанализированы несколько сосуществующих видов. Отметим, что, ради совместимости функций перевода и в интересах межрегиональных сравнений, значение TF_{HgBio} соотносится с 1-килограммовой щукой, которую следует всегда считать контрольным рецептором с $TF_{HgBio} = 1$.

5.5.4. Ограничения данного подхода и возможные будущие усовершенствования

В целом, в измерениях, а также в моделировании неопределенности являются более значительными по отношению к следам, чем по отношению к основным питательным элементам. Следует, в частности, упомянуть следующие неопределенности моделирования:

- установившееся состояние поступлений и выносов металлов на уровне критического предела это теоретическая ситуация. В зависимости от действительного статуса объекта (или участка), на достижение этого установившегося состояния может уйти от нескольких лет до нескольких столетий (напр., для карбонатных почв). Об этом следует помнить, интерпретируя критические нагрузки и их превышения. Для учета процессов накопления или потери металлов в почве или из почвы с течением времени необходимы были бы динамические подходы. Хотя такие модели уже предлагаются, они здесь пока не рассматриваются, потому что нуждаются в усовершенствовании. Существует некоторое несоответствие между расчетом критического выщелачивания и допустимым удалением металлов с биомассой, потому что типы критических пределов и способ их использования различны для каждого из этих потоков;
- впитывание тяжелых металлов растениями не постоянно во времени, а сильно варьирует в связи с изменениями загрязнения; сейчас оно, вероятно, ниже, чем указано выше для установившегося состояния при уровне критических концентраций;
- возможные последствия ослабления концентрации металла в связи с высокими массовыми расходами урожаев биомассы (высокая урожайность) не рассматриваются ввиду недостатка знаний;
- доставка тяжелых металлов к имеющимся бассейнам почвенных и поверхностных вод исключена из уравнения массовго баланса ввиду значительных неопределенностей имеющихся методик вычислений. Однако, поскольку такая же методика используется для идентификации объектов с высокими естественными поступлениями, может случиться, что один объект окажется исключенным, а другой объект с чуть более низкой скоростью эрозии останется в базе данных;
- принятые методики расчета критических пределов на экотоксикологические эффекты различны для наземных и водных экосистем. Учитывая вероятность того, что наземные и

пресноводные организмы (за исключением живущих на поверхности почвенных беспозвоночных, таких как улитки) подвержены действию металлов похожим образом (т.е. через фазу раствора), с научной точки зрения желательно существование, если не общих значений или функций для критических пределов, то хотя бы общего подхода к выведению этих пределов.

- вывод критического предела содержит несколько неопределенностей например, различия между лабораторными и полевыми результатами, которые (отклоняясь, напр., от методик Организации экономического сотрудничества и развития, OECD) не учитываются при помощи «коэффициентов неопределенности»;
- воздействие на организмы может происходить различными путями; здесь это удалось учесть лишь отчасти;
- вертикальный поток металлов, связанных со взвешенными частицами вещества в дренажной воде, может быть в некоторых почвах очень значительным; это справедливо в частности для Pb. Однако рекомендовалось не учитывать этого ради соответствия остальным частям данного пособия;
- сезонные колебания параметров почвы, таких как pH, DOC, невозможно учесть в моделях.

Ссылки

- Achermann B, Bobbink R (eds) (Ахерманн, Боббинк (ред.)) (2003) Empirical Critical Loads for Nitrogen. Environmental Documentation No. 164, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Berne Switzerland, 327 pp. (Эмпирические критические нагрузки по азоту. Экологическая документация)
- Aherne J, Curtis CJ (Ахерн, Кертис) (2003) Critical loads of acidity for Irish lakes. *Aquatic Sciences* 65: 21-35. (Критические кислотностные нагрузки на ирландских озерах)
- Aherne J, Kelly-Quinn M, Farrell EP (Ахерн, Келли-Квинн, Фаррелл) (2002) A survey of lakes in the Republic of Ireland: Hydrochemical characteristics and acid sensitivity. *Ambio* 31: 452-459. (Наблюдение за озерами в Ирландии. Гидрохимические характеристики и чувствительность к кислотам)
- Aherne J, Posch M, Dillon PJ, Henriksen A (Ахерн, Посх, Диллон, Хенриксен) (2003) Critical loads of acidity for surface waters in south-central Ontario, Canada: Regional application of the First-order Acidity Balance (FAB) model. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* (in press). (Критические кислотностные нагрузки на поверхностные воды в южно-центральном Онтарио, Канада: региональное приложение модели FAB)
- Åkerblom S, Meili M, Bringmark L, Johansson K (Очерблум, Мейли, Брингмарк, Юханссон) (2004). Determination of the fractionation factor (ff) in forest soil describing the Hg content of organic matter in solution relative to that in solids based on field data from Sweden. Background Document on Critical Loads of Heavy Metals, UN/ECE-CLRTAP-ICP Modelling and Mapping, 6 p. (Определение коэффициента фракционирования в лесной почве, описывающего отношения между содержанием Hg в органического вещества в растворе и ее содержанием в твердой фазе на основании полевых данных из Швеции) (http://www.icpmapping.com, http://www.oekodata.com/pub/mapping/ workshops/ ws_potsdam/Akerblom.pdf).
- Alriksson A, Eriksson H, Karltun E, Lind T, Olsson M (Альрикссон, Эрикссон, Карлтун, Линд, Олссон) (2002) Carbon pools and sequestration in soil and trees in Sweden, based on data from national soil and forest inventories. In: M Olsson (ed): Land Use Strategies for Reducing Net Greenhouse Gas Emissions (LUSTRA), Progress Report 1999–2002, pp. 30-36. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden (Бассейны и секвестрация углерода в почве и деревьях в Швеции, на основании данных национальных кадастров почв и лесов)

- Baker LA, Brezonik PL (Бакер, Брезоник) (1988) Dynamic model of in-lake alkalinity generation. *Water Resources Research* 24: 65-74. (Динамическая модель внутриозерной генерации щелочности)
- Batterbee RW, Allot TEH, Juggins S, Kreiser AM (Бэттерби, Аллот, Джаггинс, Крайзер) (1995) Estimating the base critical load: The diatom model. In: CLAG (1995) *op. cit.*, pp.3-6. (Оценка критической нагрузки. Диатомовая модель)
- Berendse F, Beltman B, Bobbink R, Kwant M, Schmitz MB (Берендсе, Белтман, Боббинк, Квант, Шмитц) (1987) Primary production and nutrient availability in wet heathland ecosystems. *Acta Oec./Oecol. Plant.* 8: 265-276. (Первичное производство и наличие питательных веществ во вляжных вересовых экосистемах)
- Bindler R, Renberg I, Klaminder J, Emteryd O (Биндлер, Ренберг, Кламиндер, Эмтерюд) (2004). Tree rings as Pb pollution archives? A comparison of ²⁰⁶Pb/²⁰⁷Pb isotope ratios in pine and other environmental media. Sci. Total Environ. 319: 173-183. (Годичные кольца архив свинцового загрязнения? Сравнение соотношений изотопов свинца-206 и -207 в сосне)
- Bobbink R, Ashmore M, Braun S, Flückiger W, Van den Wyngaert IJJ (Боббинк, Эшмор, Браун, Флюккигер, Ван ден Вейнгаарт) (2003) Empirical nitrogen critical loads for natural and seminatural ecosystems: 2002 update. In: Achermann and Bobbink (Ахерманн, Боббинк) (2003), *op. cit.*, pp 43-170. (Эмпирические критические нагрузки по азоту для естественных и полуестественных экосистема: обновление данных 2002)
- Bobbink R, Boxman D, Fremstad E, Heil G, Houdijk A, Roelofs J (Боббинк, Боксман, Фремстад, Хейл, Xayдейк, Рулофс) (1992) Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In: Grennfelt and Thörnelöf (Греннфелт, Tepheneф) (1992), *op. cit.*, pp. 111-159. (*Критические нагрузки по эвтрофикации азота в* наземных и сильно заболоченных экосистем на базе изменений в растительности и фауне)
- Bobbink R, Hornung M, Roelofs JGM (Боббинк, Хорнунг, Рулофс) (1996) Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. In: UBA (1996) *op. cit.*, Annex III (54 pp). (Эмпирические критические нагрузки для естественных и полуестественных экосистем)
- Bobbink R, Hornung M, Roelofs JGM (Боббинк, Хорнунг, Рулофс) (1998) The effects of air-borne pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86: 717-738. (Воздействия воздушных загрязнителей на видовое разнообразие естественной и полуестественной европейской растительности)
- Boggero A, Barbieri A, De Jong J, Marchetto A, Mosello R (Боджеро, Барбьери, Де Йонг, Маркетто, Moзелло) (1998) Chemistry and critical loads of Alpine lakes in Canton Ticino (southern central Alps). Aquatic Science 60: 300-315. (Химия и критические нагрузки в альпийских озерах в кантоне Тичино (ю.-ц. Альпы)
- Bolt GH, Bruggenwert MGM (eds) (Болт, Брюггенверт (ред.)) (1976) Soil Chemistry. Part A. Basic Elements. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, 281 pp. (Химия почвы. Часть А. Элементы)
- Bouten W, De Vre FM, Verstraten JM, Duysings JJHM (Баутен, Де Фре, Ферстратен, Дейсингс) (1984) Carbon dioxide in the soil atmosphere: simulation model parameter estimation from field measurements. In: E Eriksson (ed) (Эрикссон (ред.)): Hydrochemical Balances of Freshwater Systems. IAHS-AISH 150, Uppsala, Sweden, pp. 23-30. (Двуокись углерода в атмосфере почвы)
- Brakke DF, Henriksen A, Norton SA (Бракке, Хенриксен, Нортон) (1989) Estimated background concentrations of sulfate in dilute lakes. *Water Resources Bulletin* 25(2): 247-253. (Оценочные фоновые концентрации сульфата в разведенных озерах)
- Brakke DF, Henriksen A, Norton SA (Бракке, Хенриксен, Нортон) (1990) A variable F-factor to explain changes in base cation concentrations as a function of strong acid deposition. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 146-149. (*Переменный коэффициент F для объяснения изменений в концентрациях основных катионов как функция кислотного отложения*)
- Breeuwsma A, Chardon JP, Kragt JF, De Vries W (Бреувсма, Шардон, Крахт, Де Фриз) (1991) Pedotransfer functions for denitrification. Final Report of the project 'Nitrate in Soils', DG XII, European Community, Brussels, pp. 207-215. (Функции почвопереноса для денитрификации) Breek CA. Folkoff MF. Pox FQ (Frum Фанкафа Form) (1983) A world model of earborn dioxide. Farth
- Brook GA, Folkoff ME, Box EO (Брук, Фолкофф, Бокс) (1983) A world model of carbon dioxide. Earth

Surface Processes and Landforms 8: 79-88. (Всемирная модель двуокиси углерода)

- Burman R, Pochop LO (Бюрман, Похоп) (1994) Evaporation, Evapotranspiration and Climatic Data. Developments in Atmospheric Science 22, Elsevier, Amsterdam, 278 pp. (Испарение, эвапотранспирация и климатические данные)
- CLAG (Critical Loads Advisory Group) (1995) Critical loads of acid deposition for United Kingdom freshwaters. ITE Edinburgh/Department of the Environment, London, United Kingdom, 80 pp. (Консульт. группа по критическим нагрузкам. Критические нагрузки кислотного отложения для пресных вод Великобритации)
- Crommentuijn T, Polder MD, Van de Plassche EJ (Кромментейн, Полдер, Ван де Плассхе) (1997) Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account. Report 601501 001, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands, 157 pp. (Максимально допустимые и ничтожно малые концентрации для металлов с учетом фоновых концентраций)
- Cronan CS, Walker WJ, Bloom PR (Кронан, Уолкер, Блум) (1986) Predicting aqueous aluminium concentrations in natural waters. *Nature* 324: 140-143. (*Предсказание водных концентраций алюминия в естественных водах*)
- Davies CE, Moss D (Дэвис, Mocc) (2002) EUNIS habitat classification, Final Report. CEH Monks Wood, United Kingdom. (Классификация сред обитания EUNIS)
- De Temmerman L, de Witte T (Де Теммерман, Де Витте) (2003a). Biologisch onderzoek van de verontreiniging van het milieu door zware metalen te Hoboken groeiseizoen 2001. Internal report Centrum voor onderzoek in diergeneeskunde en agrochemie C.O.D.A, Tervuren. (Биологическое исследование загрязнения среды тяжелыми металлами в Хобокене, сезон роста 2001 г.)
- De Temmerman L, de Witte T (Де Теммерман, Де Витте) (2003b) Biologisch onderzoek van de verontreiniging van het milieu door kwik en chloriden te Tessenderlo en van kwik te Berendrecht. Internal report Centrum voor onderzoek in diergeneeskunde en agrochemie C.O.D.A, Tervuren. (Биологическое исследование загрязнения среды ртутью и хлоридами в Тессендерло, и ртутью в Берендрехте)
- De Vries W (1991) Methodologies for the assessment and mapping of critical loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Report 46, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands, 109 pp. (Методики оценки и картирования критических нагрузок и влияния стратегий их ослабления на лесные почвы)
- De Vries W (1994) Soil response to acid deposition at different regional scales. PhD thesis, Agricultural University Wageningen, Wageningen, The Netherlands, 487 pp. (*Реакция почвы на кислотное отложение в различных региональных масштабах*)
- De Vries W (Де Фриз) (1988) Critical deposition levels for nitrogen and sulphur on Dutch forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 42: 221-239. (*Критические уровни отложения для азота и серы в голландских лесных экосистемах*)
- De Vries W, Bakker DJ (Де Фриз, Баккер) (1998) Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems. Guidelines for critical limits, calculation methods and input data. DLO Winand Staring Centre, Report 166, Wageningen, The Netherlands, 144 pp. (Пособие по расчету критических нагрузок тяжелых металлов для наземных экосистем. Руководство по критическим пределам, методам расчета, входным данным)
- De Vries W, Bakker DJ, Sverdrup HU (Де Фриз, Баккер, Свердруп) (1998) Manual for calculating critical loads of heavy metals for aquatic ecosystems. Guidelines for critical limits, calculation methods and input data. DLO Winand Staring Centre, Report 165, Wageningen, The Netherlands, 91 pp. (Пособие по расчету критических нагрузок тяжелых металлов для водных экосистем. Руководство по критическим пределам, методам расчета, входным данным)
- De Vries W, Hol A, Tjalma S, Voogd JC (Де Фриз, Хол, Тьялма, Фоохд) (1990) Literature study on the amounts and residence times of elements in forest ecosystems (in Dutch). Rapport 94, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands, 205 pp. (Изучение литературы по количествам и срокам пребывания элементов в лесных экосистемах)

- De Vries W, Lofts S, Tipping E., Meili M., Groenenberg JE, Schütze G (Де Фриз, Лофтс, Типпинг, Мейли, Груненберг, Шютце) (2004a). Critical limits for cadmium, lead, copper, zinc and mercury related to ecotoxicological effects on terrestrial and aquatic organisms. Water, Air and Soil Pollution (in prep) (Критические нагрузки кадмия, свинца, меди, цинка и ртути в связи с экотоксикологическими воздействиями на наземные и водные организмы (готовится))
- De Vries W, Posch M (Де Фриз, Посх) (2003) Derivation of cation exchange constants for sand loess, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Alterra-Rapport 701, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 50 pp. (Вывод констант катионного обмена для песчаных лессовых, глинистых и торфяных почв на основе полевых измерений в Нидерландах)
- De Vries W, Posch M, Reinds GJ, Kämäri J (Де Фриз, Посх, Рейндс, Кямяри) (1993) Critical loads and their exceedance on forest soils in Europe. Report 58 (revised version), DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands, 116 pp. (*Критические нагрузки и из превышение на лесных почвах Европы*)
- De Vries W, Reinds GJ, Posch M (Де Фриз, Рейндс, Посх) (1994) Assessment of critical loads and their exceedances on European forests using a one-layer steady-state model. *Water, Air and Soil Pollution* 72: 357-394. (Оценка критических нагрузок и их превышений в европейских лесах при помощи однослойной модели установившегося состояния)
- De Vries W, Reinds GJ, Posch M, Sanz MJ, Krause GHM, Calatayud V, Renaud JP, Dupouey JL, Sterba H, Vel EM, Dobbertin M, Gundersen P, Voogd JCH (Де Фриз, Рейндс, Посх, Занц, Краузе, Джалатаюд, Рено, Дюпоне, Штерба, Фел, Доббертин, Гундерсен, Фоохд) (2003) Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 2003, EC-UNECE, Brussels and Geneva, 161 pp. (Интенсивный мониторинг лесных экосистем в Европе)
- De Vries W, Schütze G, Lofts S, Meili M, Römkens PFAM, Farret R, De Temmerman L, Jakubowski M (Де Фриз, Шютце, Лофтс, Мейли, Ремкенс, Фаррет, Де Теммерман, Якубовски) (2003) Critical limits for cadmium, lead and mercury related to ecotoxicological effects on soil organisms, aquatic organisms, plants, animals and humans. In: Schütze et al. (Шютце и др.) (2003) op. cit., pp. 29–78. (Критические пределы для кадмия, свинца и ртути в связи с экотоксикологическими воздействиями на организмы почвы и воды, растения, животных и людей)
- De Vries W, Schütze G, Lofts S, Tipping E, Meili M, Groenenberg JE, Römkens PFAM (Де Фриз, Шютце, Лофтс, Типпинг, Мейли, Груненберг, Ремкенс) (2004b). Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to Mapping Manual Chapter 5.5, ..pp, (Расчет критических нагрузок кадмия, свинца и ртути. Опорный документ к «Пособию по картированию») www.icpmapping.org
- Dillon PJ, Molot LA (Диллон, Молот) (1990) The role of ammonium and nitrate retention in the acidification of lakes and forested catchments. *Biogeochemistry* 11: 23-43. (*Роль удержания аммония и нитрата при подкислении озер и лесистых водосборов*)
- Driscoll CT, Lehtinen MD, Sullivan TJ (Дрисколл, Лехтинен, Салливан) (1994) Modeling the acid-base chemistry of organic solutes in Adirondack, New York, lakes. *Water Resources Research* 30: 297-306. (Моделирование кисло-основной химии органических растворенных веществ в озерах Адирондака)
- Duan L, Hao J, Xie S, Du K (Дуан, Xao, Сиэ, Ду) (2000) Critical loads of acidity for surface waters in China. Science of the Total Environment 246: 1-10. (Критические нагрузки кислотности для поверхностных вод в Китае)
- Dutch J, Ineson P (Датч, Айнсон) (1990) Denitrification of an upland forest site. *Forestry* 63: 363-377. (Денитрификация возвышенного лесного объекта)
- EG No. 466/2001: COMMISSION REGULATION (EC) No 466/2001 of 8 March 2001 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs, Official Journal of the European Commission No. L 77. (Регламент № 466/2001 ЕК от 8 марта 2001 г. устанавливающий максимальные уровни для некоторых загрязнителей в пищепродуктах)
- Eurosoil (1999) Metadata: Soil Geographical Data Base of Europe v.3.2.8.0. Joint Research Centre, Ispra,

Italy. (Мета-данные: Географическая база данных по почвам Европы)

- FAO (1981) FAO-Unesco Soil Map of the World, 1:5.000.000; Volume V Europe, Unesco-Paris, 199 pp. (*Kapma nov* β μυρα ΦΑΟ-ΗΟΗΕCΚΟ)
- Farret R (Фаррет) (2003) General Methodology. In: Schütze et al. (Шютце и др.) (2003) *ор. cit.*, pp. 103-107. (Общая методика)
- Grennfelt P, Thörnelöf E (eds) (Греннфелт, Темелеф (ред.)) (1992) Critical Loads for Nitrogen. Nord 92:41. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 428 pp. (Критические нагрузки по азоту)
- Groenenberg JE, Römkens PFAM, Tipping E, Pampura T, De Vries W (Груненберг, Ремкенс, Типпинг, Пампура, Де Фриз) (2004) Transfer functions for the solid solution partitioning of Cd, Cu, Pb and Zn – Review, synthesis of datasets, derivation and validation. (in prep.) (Функции преобразования для разделения твердой фазы и раствора Cd, Cu, Pb и Zn)
- Gunn J, Trudgill ST (Ганн, Традгилл) (1982) Carbon dioxide production and concentrations in the soil atmosphere: a case study from New Zealand volcanic ash soils. *Catena* 9: 81-94. (Выработка двуокиси углерода и концентрации в атмосфере почвы: случай новозеландских вулканических зольных почв)
- Håkanson L, Nilsson Å, Andersson T (Хоканссон, Нильссон, Андерссон) (1988) Mercury in fish in Swedish lakes. *Environmental Pollution* 49: 145-162. (Ртуть в рыбе в шведских озерах)
- Hall J, Ashmore M, Curtis C, Doherty C, Langan S, Skeffington R (Холл, Эшмор, Кертис, Дохерти, Ланган, Скеффингтон) (2001) UN/ECE expert workshop: Chemical criteria and critical limits. In: Posch et al. (2001) *op. cit.*, pp. 67-71. (Экспертный семинар ООН/ЕКЕ: химические критерии и критические пределы)
- Hall J, Bull K, Bradley I, Curtis C, Freer-Smith P, Hornung M, Howard D, Langan S, Loveland P, Reynolds B, Ullyett J, Warr T (Холл, Булл, Бредли, КертисЮ Фрир-Смит, Хорнунг, Ховард, Ланган, Ловланд, Рейнолдс, Улльетт, Уорр) (1998) Status of UK critical loads and exceedances. Part 1: Critical loads and critical load maps. Report prepared under DETR/NERC Contract EPG1/3/116. http://critloads.ceh.ac.uk (*Cocmonnue критических нагрузок и превышений в Великобритании*. *Ч.І. Критические нагрузки и карты критических нагрузок*)
- Hall J, Davies C, Moss D (Холл, Дэвис, Mocc) (2003) Harmonisation of ecosystem definitions using the EUNIS habitat classification. In: Achermann and Bobbink (2003) *op .cit.*, pp 171-195. (Гармонизация определений экосистем при помощи классификации сред обитания EUNIS)
- Hall J, Ullyett J, Heywood E, Broughton R, Fawehinmi J & UK experts (Холл, Уллъетт, Хейвуд, Браутон, Фауехинми и британские эксперты) (2003) Status of UK critical loads: critical loads methods, data and maps. Report prepared under Defra/NERC contract EPG 1/3/185. <u>http://critloads.ceh.ac.uk</u> (*Состояние критических нагрузок в Великобритании: методы, данные и карты критических нагрузок*)
- Henriksen A (Хенриксен) (1984) Changes in base cation concentrations due to freshwater acidification. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 692-698. (Изменения концентраций основных катионов из-за подкисления пресной воды)
- Henriksen A, Dillon PJ (Хенриксен, Диллон) (2001) Critical load of acidity in south-central Ontario, Canada: I. Application of the Steady-State Water Chemistry (SSWC) model. Acid Rain Research Report 52/01, Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway, 31 pp. (*Критическая кислотностная нагрузка в ю.-ц. Онтарио: приложение модели SSWC*)
- Henriksen A, Dillon PJ, Aherne J (Хенриксен, Диллон, Ахерн) (2002) Critical loads of acidity for surface waters in south-central Ontario, Canada: Regional applications of the Steady-State Water Chemistry (SSWC) model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1287-1295. (Критические нагрузки кислотности для поверхностных вод в ю.-ц. Онтарио: региональные приложения модели SSWC)
- Henriksen A, Forsius M, Kämäri J, Posch M, Wilander A (Хенриксен, Форсиус, Кямяри, Посх, Виландер) (1993) Exceedance of critical loads for lakes in Finland, Norway and Sweden: Reduction requirements for nitrogen and sulfur deposition. Acid Rain Research Report 32/1993, Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway, 46 pp. (*Превышение критических*

нагрузок для озер Финляндии, Норвегии и Швеции: снижение требований по отложениям азота и серы)

- Henriksen A, Kämäri J, Posch M, Wilander A (Хенриксен, Кямяри, Посх, Виландер) (1992) Critical loads of acidity: Nordic surface waters. *Ambio* 21: 356-363. (*Критические нагрузки кислотности: поверхностные воды североевропейских стран*)
- Henriksen A, Lien L, Rosseland BO, Traaen TS, Sevaldrud IS (Хенриксен, Лин, Росселанд, Трааен, Севалдруд) (1989) Lake acidification in Norway Present and predicted fish status. *Ambio* 18: 314-321. (Подкисление озер в Норвегии: *нынешний и прогнозируемый статус рыб*)
- Henriksen A, Lien L, Traaen TS, Sevaldrud IS, Brakke DF (Хенриксен, Лин, Трааен, Севалдруд, Бракке) (1988) Lake acidification in Norway - Present and predicted chemical status. *Ambio* 17: 259-266. (Подкисление озер в Норвегии: нынешнее и прогнозируемое химическое состояние)
- Henriksen A, Posch M (Хенриксен, Посх) (2001) Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1: 375-398. (Модели установившегося состояния для расчета критических кислотностных нагрузок для поверхностных вод)
- Henriksen A, Posch M, Hultberg H, Lien L (Хенриксен, Посх, Хультберг, Лин) (1995) Critical loads of acidity for surface waters Can the ANC_{limit} be considered variable? *Water, Air and Soil Pollution* 85: 2419-2424. (Критические нагрузки кислотности для поверхностных вод: можно ли считать ANC_{limit} переменной?)
- Hettelingh J-P, Slootweg J, Posch M, Dutchak S, Ilyin I (Хеттелинх, Слоотвег, Посх, Дутчак, Ильин) (2002) Preliminary modelling and mapping of critical loads of cadmium and lead in Europe. Report 259101011, CCE & EMEP MSC-East, RIVM, Bilthoven, The Netherlands, 127 pp. (Предварительное моделирование и картирование критических нагрузок кадмия и свинца в Европе)
- Hindar A, Posch M, Henriksen A (Хиндар, Посх, Хенриксен) (2001) Effects of in-lake retention of nitrogen on critical load calculations. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 1403-1408. (Влияния внутриозерного удержания азота на расчеты критической нагрузки)
- Hindar A, Posch M, Henriksen A, Gunn J, Snucins E (Хиндар, Посх, Хенриксен, Ганн, Снуциныш) (2000) Development and application of the FAB model to calculate critical loads of S and N for lakes in the Killarney Provincial Park (Ontario, Canada). Report SNO 4202-2000, Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway, 40 pp. (*Разработка и применение модели FAB к расчету критических нагрузок S и N в озерах Пров. парка Килларня (Онтарио, Канада)*)
- Hornung M, Bull KR, Cresser M, Hall J, Langan SJ, Loveland P, Smith C (Хорнунг, Булл, Крессер, Ланган, Ловланд, Смит) (1995) An empirical map of critical loads of acidity for soils in Great Britain. *Environmental Pollution* 90: 301-310. (Эмпирическая карта критических нагрузок кислотности для почв Великобритании)
- Hornung M, Sutton MA, Wilson RB (eds) (Хорнунг, Саттон, Уилсон (ред.)) (1995) Mapping and Modelling of Critical Loads for Nitrogen: A Workshop Report. Proceedings of the Grange-over-Sands Workshop 24-26 October 1994. Institute for Terrestrial Ecology, United Kingdom, 207 pp. (Картирование и моделирование критических нагрузок азота: отчет семинара)
- Ilyin I, Ryaboshapko A, Afinogenova O, Berg T, Hjellbrekke AG (Ильин, Рябошапко, Афиногенова, Берг, Хьелльбрекке) (2001) Evaluation of transboundary transport of heavy metals in 1999. Trend analysis. EMEP Report 3/2001, EMEP Meteorological Synthesizing Centre - East, Moscow. (Оценка трансграничного переноса тяжелых металлов в 1999 г.)
- Jacobsen C, Rademacher P, Meesenburg H, Meiwes KJ (Якобсен, Радемахер, Меесенбург, Майвес) (2002) Element contents in tree compartments – Literature study and data collection (in German). Report, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen, Germany, 80 pp. (Элементное содержание в трех отсеках – обзор литературы)
- Jacobsen C, Rademacher P, Meesenburg H, Meiwes KJ (Якобсен, Радемахер, Меезенбург, Майвес) (2002) Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt Göttingen, im Auftrag des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung

und Landwirtschaft (BMVEL), Bonn, 80 pp. (Содержание химических элементов в парцеллах деревьев)

- Johansson M, Tarvainen T (Юханссон, Тарваинен) (1997) Estimation of weathering rates for critical load calculations in Finland. *Environmental Geology* 29(3/4): 158-164. (Оценка скоростей эрозии в расчетах критических нагрузок в Финляндии)
- Johnson DW (Джонсон) (1984) Sulfur cycling in forests. *Biogeochemistry* 1: 29-43. (*Круговорот серы в лесу*)
- Johnson DW, Cole DW, Gessel SP (Джонсон, Коул, Гессел) (1979) Acid precipitation and soil sulfate adsorption properties in a tropical and in a temperate forest soil. *Biotropica* 11: 38-42. (*Кислотные осадки и сульфато-адсорбционные свойства почвы в почве тропического и умеренного леса*)
- Johnson DW, Henderson GS, Huff DD, Lindberg SE, Richter DD, Shriner DS, Todd DE, Turner J (Джонсон, Хендерсон, Хафф, Линдберг, Рихтер, Шрайнер, Тодд, Тернер) (1982) Cycling of organic and inorganic sulphur in a chestnut oak forest. *Oecologia* 54: 141-148. (*Кругооборот органической и неорганической серы в лесу каштанолистного дуба*)
- Joki-Heiskala P, Johansson M, Holmberg M, Mattson T, Forsius M, Kortelainen P, Hallin L (Йоки-Хейскала, Юханссон, Хольмберг, Маттсон, Форсиус, Кортелаинен, Халлин) (2003) Long-term base cation balances of forest mineral soils in Finland. *Water, Air and Soil Pollution* 150: 255-273. (Долгосрочные балансы основных катионов лесных минеральных почв в Финляндии)
- Kaste Ø, Dillon PJ (Касте, Диллон) (2003) Inorganic nitrogen retention in acid-sensitive lakes in southern Norway and southern Ontario, Canada – a comparison of mass balance data with and empirical N retention model. Hydrological Processes 17: 2393-2407. (Удержание неорганического азота в кислоточувствительных озерах в южной Норвегии и южном Онтарио: сравнение данных массового баланса и эмпирической модели удержания N)
- Kelly CA, Rudd JWM, Hesslein RH, Schindler DW, Dillon PJ, Driscoll CT, Gherini SA, Hecky RE (Келли, Рудд, Хесслейн, Шиндлер, Диллон, Дрисколл, Герини, Хекки) (1987) Prediction of biological acid neutralization in acid-sensitive lakes. *Biogeochemistry* 3: 129-140. (Предсказание биологической нейтрализации кислот в кислоточувствительных озерах)
- Kimmins JP, Binkley D, Chatarpaul L, De Catanzaro J (Кииминс, Бинкли, Чатарпол, Де Катандзаро) (1985) Biogeochemistry of temperate forest ecosystems: Literature on inventories and dynamics of biomass and nutrients. Information Report PI-X-47E/F, Petawawa National Forestry Institute, Canada, 227 pp. (Биохимия экосистем умеренных лесов: литература по переписям и динамике биомассы и питательных веществ)
- Larssen T, Høgåsen T (Ларссен, Хегосен) (2003) Critical loads and critical load exceedances in Norway (in Norwegian with English Appendix). NIVA Report 4722-2003, Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway, 23 pp. (Критические нагрузки и превышения крит. нагрузок в Норвегии (на норв. яз. с прилож. на англ.)
- Lien L, Raddum GG, Fjellheim A, Henriksen A (Лин, Раддум, Фьелльхейм, Хенриксен) (1996) A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *The Science of the Total Environment* 177: 173-193. (Критический предел кислотонейтрализующей способности в норвежских поверхностных водах на осн. новых анализов реакции рыб и беспозвоночных)
- Lofts S, Spurgeon DJ, Svendsen C, Tipping E (Лофтс, Сперджен, Свендсен, Типпинг) (2003) Soil critical limits for Cu, Zn, Cd and Pb: a new free ion-based approach, Env. Science and Technology, accepted). (Критические пределы по Cu, Zn, Cd и Pb для почвы: новый подход на основе свободных ионов. (принято к публ.))
- Lydersen E, Larssen T, Fjeld E (Людерсен, Ларссен, Фьельд) (2004) The influence of TOC on the relationship between Acid Neutralizing Capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *The Science of the Total Environment* (in press). (Влияние ТОС на взаимоотношение между ANC и статусом рыбы в норвежских озерах)
- Meili M (1991b) Mercury in boreal forest lake ecosystems. Acta Universitatis Upsaliensis 336, Chapter 8. (Ртуть в озерных экосистемах северных лесов)

- Meili M (1994) Aqueous and biotic mercury concentrations in boreal lakes: model predictions and observations. In: CJ Watras and JW Huckabee (eds) (Уотрас, Хаккаби (ред.)) Mercury Pollution: Integration and Synthesis. CRC Press, Lewis Publishers Inc., Воса Raton FL, Chapter I.8, pp. 99-106. (Водные и биотические концентрации в северных озерах: предсказания модели и замечания)
- Meili M (1997) Mercury in lakes and rivers. *Metal Ions in Biological Systems* 34: 21-51. (Ртуть в озерах и реках)
- Meili M (Мейли) (1991a) The coupling of mercury and organic matter in the biogeochemical cycle towards a mechanistic model for the boreal forest zone. *Water, Air and Soil Pollution* 56: 333-347. (Спаривание ртути и органического вещества в биогеохимическом цикле к механистической модели для зоны северного леса)
- Meili M, Åkerblom S, Bringmark L, Johansson K, Munthe J (Мейли, Очерблум, Брингмарк, Юханссон, Myнтe) (2003b) Critical loads and limits of heavy metals in ecosystems: Some Swedish contributions to European modelling efforts, Background document presented at the Editorial Meeting of the Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals under UNECE-CLRTAP-ICP Modelling and Mapping, Paris, 9–10 April 2003, 22 pp. http://www.icpmapping.com /workshops/ws_berlin/sweden.pdf. (Критические нагрузки и пределы тяжелых металлов в экосистемах: шведский вклад в европейские усилия по моделированию)
- Meili M, Bishop K, Bringmark L, Johansson K, Munthe J, Sverdrup H, De Vries W (Мейли, Бишоп, Брингмарк, Юханссон, Мунте, Свердруп, Де Фриз) (2003a) Critical levels of atmospheric pollution: criteria and concepts for operational modelling of mercury in forest and lake ecosystems. *The Science of the Total Environment* 304: 83-106. (Критические уровни атмосферного загрязнения: критерии и понятия для операционного моделирования ртути в лесных и озерных экосистемах)
- Meili M, Malm O, Guimarães JRD, Forsberg BR, Padovani CR (Мейли, Гимараэнс, Форсберг, Падовани) (1996a) Mercury concentrations in tropical (Amazon) and boreal freshwater fish: natural spatial variability and pollution effects. 4th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Hamburg, Germany, 4–8 Aug. 1996. Book of Abstracts, GKSS, p. 403. (Концентрации ртути в тропической (Амазонка) и северной пресноводной рыбе: естественное пространственное разнообразие и последствия загрязнения)
- Michalzik B, Kalbitz K, Park JH, Solinger S, Matzner E (Михальцик, Кальбиц, Парк, Золингер, Matцнер) (2001) Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen – a synthesis for temperate forests. *Biogeochemistry* 52: 173-205. (Расходы и концентрации растворенного органического углерода и азота – синтез для умеренных лесов)
- Moiseenko T (Моисеенко) (1994). Acidification and critical load in surface waters: Kola, Northern Russia. *Ambio* 23: 418-424. (Подкисление и критическая нагрузка в поверхностных водах: Кольский п-ов, сев. Россия)
- Monteith JL, Unsworth M (Монтийт, Ансуорт) (1990) *Principles of Environmental Physics* (2nd edition). Arnold, London, 291 pp. (Принципы физики окружающей среды)
- Mulder J, Stein A (Мюлдер, Стейн) (1994) The solubility of aluminum in acidic forest soils: long-term changes due to acid deposition. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58: 85-94. (Растворимость алюминия в кислых лесных почвах: долгосрочные изменения, вызванные кислотным отложением)
- Nagel H-D, Becker R, Eitner H, Kunze F, Schlutow A, Schütze G (Нагель, Беккер, Айтнер, Кунце, Шлутов, Шютце) (2000) Kartierung von Critical Loads für den Eintrag von Säure und eutrophierenden Stickstoff in Waldökosysteme und naturnahe waldfreie Ökosysteme zur Unterstützung von UNECE-Protokollen, Abschlussbericht zum Forschungsprojekt 297 73 011 im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin. (Картирование критических нагрузок для кислот и эвтрофирующего азота в лесных экосистемах и полуестественных безлесных экосистемах в поддержку протоколов ЭКЕ ООН)
- Nagel H-D, Gregor H-D (eds) (Нагель, Грегор (ред.)) (1999) Ökologische Belastungsgrenzen Critical

Loads & Levels (in German). Springer, Berlin, 259 pp. (Экологические пределы нагрузок – критические нагрузки и уровни)

- NEG/ECP (2001) Protocol for Assessment and Mapping of Forest Sensitivity to Atmospheric S and N Deposition, prepared by the NEG/ECP Forest Mapping Group, New England Governors/Eastern Canadian Premiers, 'Acid Rain Action Plan 2001, Action Item 4: Forest Mapping Research Project', 79 pp. (Протокол оценки и картирования чувствительности леса к атмосферным отложениям S и N)
- Nilsson J, Grennfelt P (eds) (Нильссон, Греннфелт (ред.)) (1988) Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Environmental Report 1988:15 (*Nord* 1988:97), Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 418 pp. (Критические нагрузки серы и азота. Экологич. отчет)
- Oliver BG, Thurman EM, Malcolm RL (Оливер, Турман, Малькольм) (1983) The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 47: 2031-2035. (Вклад гумусных веществ в кислотность окрашенных естественных вод)
- Olsson M, Rosén K, Melekrud P-A (Олссон, Росе́н, Мелекруд) (1993) Regional modelling of base cation losses from Swedish forest soils due to whole-tree harvesting. *Applied Geochemistry*, Suppl. Issue No.2, pp. 189-194. (Региональное моделирование потерь основных катионов из почв шведских лесов из-за заготовок цельных деревьев)
- Paces T (Пасес) (1983) Rate constants of dissolution derived from the measurements of mass balance in hydrological catchments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 47: 1855-1863. (Постоянные скоростей растворения, выведенные из измерений массового баланса в гидрологических водосборах)
- Posch M (Посх) (2000) Critical loads of acidity: Possible modifications. In: M Holmberg (ed) (Хольмберг (ред.)) Critical Loads Calculations: Developments and Tentative Applications. TemaNord 2000:566, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, pp. 8-19. (Критические нагрузки кислотности: возможные модификации)
- Posch M, De Smet PAM, Hettelingh J-P, Downing RJ (eds) (Посх, Де Смет, Хеттелинх, Даунинг) (2001) Modelling and Mapping of Critical Thresholds in Europe. CCE Status Report 2001, RIVM Report 259101010, Bilthoven, Netherlands, iv+188 pp. (Моделирование и картирование критических пределов в Европе) См. тж. <u>www.rivm.nl/cce</u>
- Posch M, Forsius M, Kämäri J (Посх, Форсиус, Кямяри) (1993) Critical loads of sulfur and nitrogen for lakes I: Model description and estimation of uncertainty. *Water, Air and Soil Pollution* 66: 173-192. (Крит. нагрузки серы и азота для охер: описание моделии оценка неопределенности)
- Posch M, Hettelingh J-P, Slootweg J (eds) (Посх, Хеттелинх, Слоотвег (ред.)) (2003a) Manual for dynamic modelling of soil response to atmospheric deposition. RIVM Report 259101012, Bilthoven, The Netherlands, 69 pp. (Пособие по динамическому моделированию реакции почвы на атмосферное отложение) См. тж. <u>www.rivm.nl/cce</u>
- Posch M, Hettelingh J-P, Sverdrup HU, Bull K, De Vries W (Посх, Хеттелинх, Свердруп, Булл, Де Фриз) (1993) Guidelines for the computation and mapping of critical loads and exceedances of sulphur and nitrogen in Europe. In: RJ Downing, J-P Hettelingh, PAM de Smet (eds) (Даунинг, Хеттелинх, де Смет (ред.)) Calculation and Mapping of Critical Loads in Europe. CCE Status Report 1993, RIVM Report 259101003, Bilthoven, The Netherlands, pp. 25-38. (Директивы для расчета и картирования критических нагрузок и превышений серы и азота в Европе. В сборн. *Расчет и картирование критических нагрузок в Европе*) См. тж. www.rivm.nl/cce
- Posch M, Kämäri J, Forsius M, Henriksen A, Wilander A (Посх, Кямяри, Форсиус, Хенриксен, Виландер) (1997) Exceedance of critical loads for lakes in Finland, Norway and Sweden: Reduction requirements for acidifying nitrogen and sulfur deposition. *Environmental Management* 21(2): 291-304. (Превышение крит. нагрузок для озер Финляндии, Норвегии и Швеции: требования по снижению для отложения подкисляющего азота и серы)
- Posch M, Reinds GJ, Slootweg J (Посх, Рейндс, Слоотвег) (2003b) The European background database. In: M Posch, J-P Hettelingh, J Slootweg, RJ Downing (eds) (Посх, Хеттелинх, Слоотвег, Даунинг) Modelling and Mapping of Critical Thresholds in Europe. CCE Status Report 2003,

RIVM Report 259101013, Bilthoven, The Netherlands, pp. 37-44. (Моделирование и картирование критических порогов в Европе) См. тж. <u>www.rivm.nl/cce</u>

- Reinds GJ, Posch M, De Vries W (Рейндс, Посх, Де Фриз) (2001) A semi-empirical dynamic soil acidification model for use in spatially explicit integrated assessment models for Europe. Alterra Report 084, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 55 pp. (Полуэмпирическая динамическая модель подкисления почвы для применения в оценочных моделях для Европы)
- Reuss JO (Ройсс) (1983) Implications of the calcium-aluminum exchange system for the effect of acid precipitation on soils. *Journal of Environmental Quality* 12(4): 591-595. (Последствия системы обмена кальций-алюминий для воздействия кислотных осадков на почвы)
- Reuss JO, Johnson DW (Ройсс, Джонсон) (1986) Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. Ecological Studies 59, Springer, New York, 119 pp. (Кислотное отложение и подкисление почв и вод)
- Römkens PFAM, Groenenberg JE, Bril J, De Vries W (Ремкенс, Груненберг, Брил, Де Фриз) (2001) Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Pb, Ni and Zn solubility and activity in soil solutions: an overview of experimental results. Summary of an Alterra Report. (Вывод соотношений разделения для расчета растворимости и активности Cd, Cu, Pb, Ni и Zn в почвенных растворах: результаты экспериментов)
- Rosén K (Росе́н) (1990) The critical load of nitrogen to Swedish forest ecosystems. Department of Forest Soils, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden, 15 pp. (Критическая нагрузка азота в шведских лесных экосистемах)
- Rosén K, Gundersen P, Tegnhammar L, Johansson M, Frogner T (Росе́н, Гундерсен, Тегнхаммар, Юханссон, Фрогнер) (1992) Nitrogen enrichment in Nordic forest ecosystems – The concept of critical loads. *Ambio* 21: 364-368. (Азотное обогащение в североевроп. лесных экосистемах – понятие критических нагрузок)
- Ryaboshapko A, Ilyin I, Gusev A, Afinogenova O, Berg T, Hjellbrekke AG (Рябошапко, Ильин, Гусев, Афиногенова, Берг, Хьелльбрекке) (1999): Monitoring and modelling of lead, cadmium and mercury transboundary transport in the atmosphere of Europe. EMEP Report 3/99, Meteorological Synthesizing Centre - East, Moscow. (Мониторинг и моделирование трансграничного переноса свинца, кадмия и ртути в атмосфере Европы)
- Santore RC, Driscoll CT, Aloi M (Санторе, Дрисколл, Алои) (1995) A model of soil organic matter and its function in temperate forest soil development. In: WW McFee, JM Kelly (eds) (Мак-Фи, Келли (ред.)) *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp.275-298. (Модель органического вещества почвы и ее функция в развитии почвы умеренных лесов)
- Sauvé S, McBride M, Hendershot W et al. (Совэ, Мак-Брайд, Хендершот и др.) (1998). Soil solution speciation of lead(II): effects of organic matter and pH Soil Sci. Soc. Am. J., 62, 618 621. (Специация свинца (II) в почвенном растворе: влияние на органического вещества и pH)
- Sauvé S, Norvell W, McBride, Hendershot W (Совэ, Норвелл, Мак-Брайд, Хендершоп) (2000). Speciation and complexation of cadmium in extracted soil solutions Environ. Sci. Technol., 34, 291 – 296. (Специация и комплексация кадмия в экстрагированных почвенных растворах)
- Schütze G, Lorenz U, Spranger T (Шютце, Лоренц, Шпрангер) (2003) Expert meeting on critical limits for heavy metals and methods for their application, 2–4 December 2002 in Berlin, Proceedings, UBA Texte 47/2003, Umweltbundesamt, Berlin. (Экспертное совещание по критическим пределам для тяжелых металлов и методам их приложения)
- Schütze G, Nagel H-D (Шютце, Нагель) (1998) Kriterien für die Erarbeitung von Immissionsminderungszielen zum Schutz der Böden und Abschätzung der langfristigen räumlichen Auswirkungen anthropogener Stoffeinträge auf die Bodenfunktionen, Abschlußbericht UBA-FKZ 104 02 825, in UBA-Texte 19/98, Umweltbundesamt, Berlin. (Критерии для разработки рубежей снижения выбросов для защиты почвы и оценки долгосрочных пространственных воздействий антропогенных поступлений веществ на функции почвы)

- SEPA (2000) Environmental quality criteria: lakes and running waters. Swedish Environmental Protection Agency, Report 5050, 102 pp. (Экологические критерии качества: озера и проточные воды)
- Skjelkvåle BL, Ulstein M (Скьелволе, Улстейн) (2002) Proceedings from the workshop on heavy metals (Pb, Cd, Hg) in surface waters: Monitoring and biological impact. 18–20 March 2002, Lillehammer, Norway, ICP Waters Report 67/2002, Norwegian Institute for Water Research, NIVA, Oslo. (Труды семинара по тяжелым металлам (Pb, Cd, Hg) в поверхностных водах: мониторинг и биологический эффект)
- Skyllberg U, Qian J, Frech W, Xia K, Bleam WF (Скюлльберг, Цян, Фрех, Ся, Блим) (2003). Distribution of mercury, methyl mercury and organic sulphur species in soil, soil solution and stream of a boreal forest catchment. Biogeochemistry 64: 53–76. (Распределение ртути, метил-ртути и органического вида серы в почве, почвенном растворе и реках в водосборе северного леса)
- Sogn TA, Stuanes AO, Abrahamsen G (Согн, Стуанес, Абрахамсен) (1999) The capacity of forest soil to absorb anthropogenic N. *Ambio* 28: 346-349. (Способность лесной почвы к впитыванию антропогенного азота)
- Steenvorden J (Стеенфорден) (1984) Influence of changes in water management on water quality (in Dutch). Report 1554, Institute for Land and Water Management, Wageningen, The Netherlands. (Влияние изменений водного хозяйствования на качество воды (на нидерл. яз.))
- Sverdrup H, De Vries W (Свердруп, Де Фриз) (1994) Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method. *Water, Air and Soil Pollution* 72: 143-162. (Расчет критических нагрузок для кислотности методом SMB)
- Sverdrup H, De Vries W, Henriksen A (Свердруп, Де Фриз, Хенриксен) (1990) Mapping Critical Loads. Environmental Report 1990:14 (NORD 1990:98), Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 124 pp. (Картирование критических нагрузок)
- Sverdrup H, Ineson P (Свердруп, Айнсон) (1993) Kinetics of denitrification in forest soils. Compuscript, 18 pp. (Кинетика денитрификации в лесных почвах)
- Sverdrup H, Warfvinge P (1988) Weathering of primary silicate minerals in the natural soil environment in relation to a chemical weathering model. *Water, Air and Soil Pollution* 38: 387-408. (Эрозия силикатных минералов в естественной почвеннойсреде в соотношении с моделью химической эрозии)
- Sverdrup H, Warfvinge P (Свердруп, Варффинге) (1993) The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering 2, Lund University, Lund, Sweden, 177 pp. (Влияние подкисления почвы на рост деревьев и трав, выраженное отношением (Ca+Mg+K)/Al)
- Sverdrup HU (1990) *The Kinetics of Base Cation Release due to Chemical Weathering*. Lund University Press, Lund, Sweden, 246 pp. (Кинетика освобождения основных катионов вследствие химической эрозии)
- Теchnical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, TGD European Chemicals Bureau, Institute for Health and Consumer Protection, European Commission Joint Research Centre. (Техническое руководство по оценке риска в дополнение к Регламенту ЕК № 1488/94 по оценке риска для существующих веществ)
- Tipping E (Типпинг) (1994) WHAM A chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments, and soils incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic substances. *Computers & Geosciences* 20(6): 973-1023. (Модель и компьютерный код химического равновесия для вод, осаждений и почв)
- Тірріпд E (Типпинг) (1998) Humic ion-binding Model IV: an improved description of the interactions of protons and metal ions with humic substances. *Aquatic Geochemistry* 4: 3-48. (Модель IV увязывания ионов в гумусе: улучшенное описание взаимодействий протонов и ионов металлов с веществами гумуса)
- Tipping E, Lofts S, Smith EJ, Shotbolt L, Ashmore MR, Spurgeon D, Svendsen C (Типпинг, Лофтс, Смит, Шотболт, Эшмор, Сперджен, Свендсен) (2003a) Information and proposed methodology for

determining critical loads of cadmium and lead; a UK contribution. Backround document presented at the Editorial Meeting of the Expert Panel on Critical Loads of Heavy Metals under ICP Modelling and Mapping, Paris, 9–10 April 2003. (Информация и предложение методики определения критических нагрузок кадмия и свинца; вклад Великобритании)

- Tipping E, Rieuwerts J, Pan G, Ashmore MR, Lofts S, Hill MTR, Farrago ME, Thornton I (Типпинг, Риувертс, Пан, Эшмор, Лофтс, Хилл, Фарраго, Торнтон) (2003b) The solid-solution partitioning of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb) in upland soils of England and Wales. *Environmental Pollution* 125: 213-225. (Разделение твердой фазы/раствора тяжелых металлов (Cu, Zn, Cd, Pb) в высотных почвах Англии и Уэльса)
- UBA (1996) Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads and Geographical Areas where they are exceeded. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Federal Environmental Agency, Berlin. (Пособие по методикам и критериям для картирования критических уровней/нагрузок и тех географических зон, где они превышаются)
- Ulrich B, Sumner ME (eds) (Ульрих, Самнер (ред.)) (1991) Soil Acidity. Springer, Berlin, 224 pp. (Кислотность почвы)
- UNECE (1995) Calculation of critical loads of nitrogen as a nutrient. Summary report on the development of a library of default values. Document EB.AIR/WG.1/R.108, United Nations Economic Commission for Europe, Geneva, 7 pp. (Расчет критических нагрузок азота как питательного вещества. Отчет о разработке библиотеки величин по умолчанию)
- UNECE (2001) Workshop on chemical criteria and critical limits. Document EB.AIR/WG.1/2001/13, United Nations Economic Commission for Europe, Geneva, 8 pp. (Семинар по хим. критериям и крит. нагрузкам)
- Utermann J, Duewel O, Gaebler H-E, Hindel R (Утерманн, Дювель, Геблер, Хиндель) (2000) Beziehung zwischen Totalgehalten und königswasserextrahierbaren Gehalten von Schwermetallen in Böden. In: Rosenkranz D, Einsele G, Bachmann G, Harreß M (Eds) (Розенкранц, Айнзеле, Бахманн, Xappecc (ред.)): Handbuch Bodenschutz, Loseblattsammlung, Erich Schmidt-Verlag, Berlin, Kennzahl 1600. (Отношение между полным содержанием и извлекаемым царской водкой содержанием тяжелых металлов в почве)
- Van Dam D (Ван Дам) (1990) Atmospheric deposition and nutrient cycling in chalk grassland. PhD Thesis, University of Utrecht, Utrecht, The Netherlands, 119 pp. (Атмосферное отложение и круговорот питательных веществ в меловой луговой земле)
- Van der Salm C, De Vries W (Ван дер Салм, Де Фриз) (2001) A review of the calculation procedure for critical acid loads for terrestrial ecosystems. *The Science of the Total Environment* 271: 11-25. (Обзор процедуры расчета крит. нагрузок кислоты для наземных экосистем)
- Van der Salm C, Köhlenberg L, De Vries W (Ван дер Салм, Келенберг, Де Фриз) (1998) Assessment of weathering rates in Dutch loess and river-clay soils at pH 3.5, using laboratory experiments. *Geoderma* 85: 41-62. (Оценка скоростей эрозии в голландском лессе и речных глинистых почвах при pH 3,5 в лабораторных опытах)
- Verta M, Rekolainen S, Mannio J, Surma-Aho K (Верта, Реколайнен, Маннио, Сурма-Axo) (1986) The origin and level of mercury in Finnish forest lakes. Finnish National Board of Waters, Helsinki, Publications of the Water Research Institute 65: 21-31. (Происхождение и уровень ртути в финских лесных озерах)
- Walther B (Вальтер) (1998) Development of a process-based model to derive methane emissions from natural wetlands for climate studies. Dissertation im Fachbereich Geowissenschaften der Universität Hamburg, Examensarbeit Nr. 60, Max-Planck-Institut für Meteorologie, Hamburg. (Разработка ориентированной на процесс модели для расчета выбросов метана из естественных сильно увлажненных земель для климатических исследований)
- Warfvinge P, Sverdrup H (Варффинге, Свердруп) (1992) Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE - A steady-state soil chemistry model. *Water, Air and Soil Pollution* 63: 119-143. (Расчет критических нагрузок кислого отложения при помощи модели химии установившегося состояния PROFILE) См. тж. <u>www2.chemeng.lth.se</u>

- Warfvinge P, Sverdrup H (Варффинге, Свердруп) (1995) Critical loads of acidity to Swedish forest soils. Reports in Ecology and Environmental Engineering 5, Lund University, Lund, Sweden, 104 pp. (Критические нагрузки кислотности на шведские лесные почвы)
- Weng LP, Temminghoff EJM, Lofts S, Tipping E, Van Riemsdijk WH (Венг, Теммингхоф, Лофтс, Типпинг, Ван Реймсдейк) (2002) Environ. Complexation with dissolved organic matter and solubility control of metals in a sandy soil. Sci. Technol. 36, 4804-4810. (Комплексация с растворенным органическим веществом и регулирование растворимости металлов в песчаной почве)
- WHO (2000) Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. World Health Organisation, Regional Office for Europe, Copenhagen, 273 pp. (Директивы по качеству воздуха для Европы)
- WHO (2004): Guidelines for Drinking Water Quality Third Edition, Vol. 1 Recommendations, World Health Organisation, Geneva. (ВОЗ: Директивы по качеству питьевой воды. Т.1. Рекомендации)
- Wilander A (Виландер) (1994) Estimation of background sulphate concentrations in natural surface waters in Sweden. *Water Air and Soil Pollution* 75: 371-387. (Оценка фоновых концентраций сульфата в естественных поверхностных водах Швеции)
- Witkamp M (Виткамп) (1966) Decomposition of leaf litter in relation to environment, microflora, and microbial respiration. *Ecology* 47(2): 194-201. (Разложение лиственного опада в связи с окруж. средой, микрофлорой и микробным дыханием)
- Wright RF, Lie MC (eds) (Райт, Лие (ред.)) (2002) Workshop on models for biological recovery from acidification in a changing climate, 9-11 September 2002 in Grimstad, Norway. Acid Rain Research Report 55/02, Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo, Norway, 42 pp. (Семинары по моделям для биологического восстановления от подкисления в изменяющемся климате)
- Závodský D, Babiaková G, Mitosinková M, Pukaněíková K, Roneák P, Bodis D, Rapant S, Mindás J, Skvarenina J, Cambel B, Rehák S, Wathne BM, Henriksen A, Sverdrup H, Tørseth K, Semb A, Aamlid D (Заводски, Бабякова, Митошинкова, Пуканчикова, Ронеак, Бодис, Рапант, Миндас, Скваренина, Камбел, Регак, Ватне, Хенриксен, Свердруп, Терсет, Семб, Омлид) (1995) Mapping critical level/loads for the Slovak Republic. Acid Rain Research Report 37/1995. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo, Norway, 74 pp. (Картирование критических уровней/нагрузок в Словакии)

Приложение 1. Функции преобразования значений концентраций свинца и кадмия в различных фазах почвы

Необходимость функций преобразования при выводе критических концентраций растворенных металлов

В принципе, для выполнения расчетов критических нагрузок функции преобразования не нужны. Они использовались для вывода критических пределов для концентраций свободных ионов из данных NOEC относительно содержания в почве способного к реакции металла. Про применении критических пределов для концентраций свободных ионов металлов, с ориентацией на экотоксикологическими эффектами, никакая функция преобразования более не нужна, поскольку M_{(sdw)crit} можно получить прямо, либо по справочным таблицам, либо при помощи программы W6S-MTC2 (см. подразд. 5.5.2.2.2). При ориентации на защиту грунтовой воды можно использовать прямо критические концентрации растворенных металлов (см. подрзд. 5.5.3.3.2). При использовании критических пределов в отношении содержания металлов в растениях, для выведения полных критических концентраций растворенного металла (по крайней мере кадмия) в почвенном растворе, можно пользоваться эмпирическим соотношением (см. Таблицу 5.20).

Однако более сложный и последовательный путь выведения концентраций в почвенном растворе из критических содержаний в растениях требует использования функций преобразования, и вот как это выглядит:

- сначала выводим критическое "псевдо-"полнок содержание металла в почве, приложив соотношения "почва-растение" в обратном порядке (вывод критического полного содержания в почве из критического содержания в растении)
- затем применяем функцию преобразования, связывающую "псевдо-"полное полное содержание металла с содержанием металла, способного к реакции (Приложение 1, уравнение А1.3).
- затем следует функция преобразования, связывающая активность свободных ионов в растворе с содержанием металла, способного к реакции (Прилож. 1, уравн. А1.4 или А1.5).

Кроме того, все нижеперечисленные функции преобразования нужны для расчета критического предела почвы (из заданной функции критического предела для данного почвенного раствора) и для сравнения его с текущим содержанием металла в почве, чтобы оценить превышение критического предела в текущей ситуации. Для этого нужна карта текущего почвенного содержания металла по стране. В обратном направлении, можно рассчитать текущую концентрацию растворенного металла из текущего содержания металла в почве при помощи нижеописанных функций преобразования и сравнить ее с функцией критического предела для почвенного раствора (см. подразд. 5.5.1.4).

Функции преобразования для расчета псевдо-полного содержания Cd и Pb из полного

В некоторых странах измеряются истинные полные концентрации металла, тогда как большинство или почти все страны пользуются "псевдо-полными" концентрациями. Utermann et al. (2000) дают функции преобразования для расчета псевдо-полного содержания тяжелых металлов (здесь – экстракт на царской водке [M]_{AR}) из полного содержания (здесь - [M]_{HF}), следующим образом:

$$\log_{10}[M]_{AR} = a_0 + a_1 \cdot \log_{10}[M]_{HF}$$
(A1.1)

где:

[M]_{HF} = полное содержание тяжелого металла М в почве как HF-экстракт (мг·кг⁻¹)

[M]_{AR} = *псевдо-полное* содержание тяжелого металла М в почве как экстракт царской водкой (мг·кг⁻¹)

Значения a_0 и a_1 даны в таблицах A1.1 и A1.2. Корреляции зависят от металла и субстрата. В общем, полное и *псевдо-полное* содержания очень близки. Для обратных вычислений полных содержаний из *псевдо-полных* должны использоваться различные функции (см. опорный документ, De Vries et al 2004b, Приложение 7). Эти функции здесь не приводятся, поскольку такие расчеты не требуются в нынешнем расчете критических нагрузок.

			-	-	
a ₀	a ₁	n	R ²	справедливо в диапазоне	
				Cd (HF) (мг·кг ⁻¹)
0,13	1,41	25	0,94	0,25	1,12
0,09	1,38	26	0,91	0,07	0,39
-0,15	1,24	25	0,91	0,26	1,86
-0,15	1,26	25	0,91	0,07	0,88
-0,05	1,24	25	0,93	0,10	0,98
-0,02	1,26	37	0,89	0,04	0,65
0,29	1,78	36	0,82	0,06	0,29
-0,09	1,08	25	0,80	0,09	0,63
-0,11	1,23	25	0,81	0,07	0,60
-0,05	1,33	25	0,96	0,14	1,88
-0,12	1,19	274	0,91	0,04	1,88
	a ₀ 0,13 0,09 -0,15 -0,15 -0,05 -0,02 0,29 -0,09 -0,11 -0,05 -0,12	a ₀ a ₁ 0,13 1,41 0,09 1,38 -0,15 1,24 -0,15 1,26 -0,05 1,24 -0,02 1,26 0,29 1,78 -0,09 1,08 -0,11 1,23 -0,05 1,33 -0,12 1,19	a ₀ a ₁ n 0,13 1,41 25 0,09 1,38 26 -0,15 1,24 25 -0,15 1,26 25 -0,05 1,24 25 -0,02 1,26 37 0,29 1,78 36 -0,09 1,08 25 -0,11 1,23 25 -0,05 1,33 25 -0,12 1,19 274	a ₀ a ₁ n R ² 0,13 1,41 25 0,94 0,09 1,38 26 0,91 -0,15 1,24 25 0,91 -0,15 1,26 25 0,91 -0,05 1,24 25 0,93 -0,02 1,26 37 0,89 0,29 1,78 36 0,82 -0,09 1,08 25 0,81 -0,05 1,33 25 0,96 -0,12 1,19 274 0,91	a ₀ a ₁ n R ² справе диапа: Cd (HF) 0,13 1,41 25 0,94 0,25 0,09 1,38 26 0,91 0,07 -0,15 1,24 25 0,91 0,07 -0,15 1,26 25 0,91 0,07 -0,05 1,24 25 0,91 0,07 -0,02 1,26 37 0,89 0,04 0,29 1,78 36 0,82 0,06 -0,09 1,08 25 0,81 0,07 -0,05 1,33 25 0,81 0,07 -0,05 1,33 25 0,94 0,04

Таблица A1.1 Соотношение между содержанием в почве кадмия (Cd), извлекаемого царской водкой (AR), и полным содержанием в зависимости от материнской породы.

Таблица A1.2 Соотношение между содержанием в почве свинца (Pb), извлекаемого царской водкой (AR), и полным содержанием, извлекаемым при помощи HF, в зависимости от материнской породы.

a ₀	a ₁	n	R ²	справедл диапазон	иво в не
				Рb (HF) (м	г кг-1)
-0,20	1,11	25	0,97	5,6	113,6
-0,54	1,32	26	0,95	8,3	49,5
-0,02	0,99	22	0,88	24,8	132,7
-0,42	1,22	24	0,91	15,1	91,8
-0,03	0,95	25	0,94	5,5	124,0
-0,54	1,31	49	0,91	2,7	76,7
-0,72?	1,46	43	0,97	6,0	75,9
-0,84	1,44	25	0,84	14,6	106,1
-0,55	1,28	25	0,88	12,6	109,2
-0,11	1,05	25	0,98	13,9	270,3
-0,45	1,24	289	0,95	2,7	270,3
	a ₀ -0,20 -0,54 -0,02 -0,42 -0,03 -0,54 -0,72? -0,84 -0,55 -0,11 -0,45	a0 a1 -0,20 1,11 -0,54 1,32 -0,02 0,99 -0,42 1,22 -0,03 0,95 -0,54 1,31 -0,72? 1,46 -0,84 1,44 -0,55 1,28 -0,11 1,05 -0,45 1,24	a0 a1 n -0,20 1,11 25 -0,54 1,32 26 -0,02 0,99 22 -0,42 1,22 24 -0,03 0,95 25 -0,54 1,31 49 -0,72? 1,46 43 -0,84 1,44 25 -0,55 1,28 25 -0,11 1,05 25 -0,45 1,24 289	a0 a1 n R ² -0,20 1,11 25 0,97 -0,54 1,32 26 0,95 -0,02 0,99 22 0,88 -0,42 1,22 24 0,91 -0,03 0,95 25 0,94 -0,54 1,31 49 0,91 -0,54 1,44 25 0,84 -0,55 1,28 25 0,88 -0,11 1,05 25 0,98 -0,45 1,24 289 0,95	a_0 a_1 n R^2 справеди диапазон Pb (HF) (м-0,201,11250,975,6-0,541,32260,958,3-0,020,99220,8824,8-0,421,22240,9115,1-0,030,95250,945,5-0,541,31490,912,7-0,72?1,46430,976,0-0,841,44250,8414,6-0,551,28250,9813,9-0,451,242890,952,7

Функции преобразования для расчета реакционноспособного содержания из псевдо-полного содержания Cd и Pb

Концентрация реакционноспособного металла [M]_{ге} (моль·кг⁻¹) можно соотнести с *псевдо-полной* концентрацией металла, извлеченного царской водкой [M]_{AR} (моль·кг⁻¹) согласно:

$$log[M]_{re} = \beta_0 + \beta_1 \cdot log[M]_{AR} + \beta_2 \cdot log(\%[OM]_s) + \beta_3 \cdot log(\%[clay])$$
(A1.3)
[*clay*="глина"]

На основании голландского набора данных по 630 образцам почвы, подвергнутых экстрагированию при помощи 0,43 моль л⁻¹ HNO₃ и царской водки, были выведены регрессивные отношения. Набор данных состоит из широкого спектра типов почвы с большим разнообразием почвенных свойств, таких как содержание органического вещества и глины. В набор входят и загрязненные, и незагрязненные почвы. Результаты показаны в Таблице А1.3 и позволяют думать, что реакционноспособное содержание обычно составляет более половины *псевдо-полного* содержания.

Таблица A1.3. Значения коэффициентов β0-β3 в соотношении (ур. A1.3) между соотносящимися реакционноспособными (0,43N HNO₃) и *псевдо-полными* (царская водка) концецитрациями Cd и Pb в почве, основанные на голландском наборе данных (Römkens et al. 2004).

$b \mod b b c, b c$		ina i osisianidoi	com macope d			
Металл	β0	β1	β2	β3	\mathbb{R}^2	se-yest ¹⁾
Cd	0,225	1,075	0,006	-0,020	0,82	0,26
Pb	0,063	1,042	0,024	-0,122	0,88	0,17

1) Стандартная погрешность оценки у по логарифмической шкале.

Функции преобразования для расчета концентраций свободных ионов Cd и Pb из содержания реакционноспособных Cd and Pb, использованные при выводе критических пределов концентраций свободных ионов Cd и Pb.

Критические концентрации металла почвы часто более высоки, чем концентрации окружающей почвы. Поэтому функция преобразования должна по возможности калиброваться по диапазону концентраций металла почвы, который является целым диапазоном наблюдавшихся критических концентраций в рецепторах. Это имеет смысл, покольку выведенные функции критических пределов зависят от функций преобразования.

Данные для калибровки прямых функций преобразования для Cd и Pb взяты из 4 источников:

- Sauvé et al. (1998). Металл почвы и лабильный Pb в загрязненных свинцом почвах различных происхождений. Концентрации свободного Pb оценивались измерением лабильного Pb при помощи вольтамперметрии дифференциально-импульсного анодного отслаивания (differential pulse anodic stripping voltammetry, DPASV) и расчетов специации.
- Sauvé et al. (2000). Металл почвы и лабильный Cd в загрязненных кадмием почвах различных происхождений. Концентрации свободного Cd оценивались измерением лабильного Cd при помощи вольтамперметрии дифференциально-импульсного анодного отслаивания (differential pulse anodic stripping voltammetry, DPASV) и расчетов специации.
- Weng et al. (2002). Концентрации металла почвы и свободных ионов в голландских песчаных почвах. Концентрации свободных Cd и Pb оценивались доннановским мембранным методом (Donnan membrane technique).
- Тірріпд et al. (2003а). Концентрации металла почвы и свободных ионов в нагорных почвах Великобритании. Оценки свободных Cd и Pb производились при помощи специационной модели WHAM6 (Tipping, 1998) для специации почвенного раствора.

Эти данные были организваны в следующую функцию преобразования (названную соотношением с-Q):

 $log[M]_{free,sdw} = a + b \cdot log[OM]_{s} + c \cdot pH_{sdw} + m \cdot log[M]_{re}$ (A1.4) где $[M]_{free,sdw} = концентрация свободных ионов металла (моль·л⁻¹)$ $<math>[M]_{re} = содержание реакционноспособного металла в твердой фазе (моль·г⁻¹)$ $<math>[OM]_{s} = органическое вещество (%)$ $pH_{sdw} = pH$ дренажной воды почвы

Рассчитанные значения параметров приведены в Таблице А1.4.

Таблица А1.4: Значения коэффициентов регрессии для соотношения "концентрация свободных ионов-содержание реакционноспособного металла" (ур. А1.4) и статистические величины R² и se(Y), основанные на результатах исследований, проведенных в Канаде, Нидерландах и Великобритании. Числа в скобках – стандартные погрешности для этих коэффициентов.

Металл	а	b	с	m	\mathbb{R}^2	se(Y)
		([OM]) _s	(pH _{sdw})	$(\log[M]_{re})$	-	
Cd	-0,08 (0,65)	-0,60 (0,08)	-0,53 (0,03)	0,60 (0,06)	0,624	0,53
Pb	4,32 (0,49)	-0,69 (0,07)	-1,02 (0,03)	1,05 (0,06)	0,854	0,60

Функции преобразования для расчета содержания реакционноспобных Cd и Pb из концентраций свободных ионов Cd и Pb, использовавшиеся для вывода критических содержаний Cd и Pb на взвешенных частицах в водных экосистемах

Эта функция преобразования (названная соотношением Q-c) была выведена при помощи тех же данных о почве, которые использовались для расчета функции преобразования, связывающей свободные ионы с реакционноспособным металлом (см. Таблица A1.4). Выражение для отношения Q-с таково:

$$\log[M]_{re} = a + b \cdot \log[OM]_{s} + c \cdot pH_{sw} + m \cdot \log[M]_{free,sw}$$
(A1.5)

[M]_{free,sw} = концентрация свободных ионов металлов в поверхностной воде (моль л⁻¹)

[M]_{re} = содержание реакционноспособного металла в твердой фазе (моль г⁻¹)

- [OM]_s = органическое вещество (%), здесь содержание органического вещества взвешенных частиц
- рН_{sw} = рН поверхностной воды.

Рассчитанные значения параметров приведены в Таблице А1.5.

Таблица A1.5. Значения коэффициентов регрессии для соотношения "содержание реакционноспособного металла-концентрация свободных ионов" (ур. 7 и 8) и статистические величины R² и se(Y), основанные на результатах исследований, проведенных в Канаде, Нидерландах и Великобритании. Числа в скобках – стандартные погрешности для этих коэффициентов.

Металл	а	b	с	m	R ²	se(Y)
		([OM] _s)	(pH_{sw})	$(\log[M]_{free,sw})$		
Cd	-6,42 (0,41)	0,64 (0,07)	0,45 (0,04)	0,58 (0,06)	0,507	0,52
Pb	-5,42 (0,21)	0,55 (0,06)	0,70 (0,03)	0,61 (0,03)	0,698	0,45

Использование функций преобразования в этом пособии

Прямая функция преобразования для расчета концентрации свободных ионов по содержанию реакционноспособного металла в почве (отношение с-Q) используется для расчета зависящих от

pH функций критических пределов (см. подразд. 5.5.2.2.3), с тем чтобы выразить крайнюю дозу металла в экспериментах по токсичности в виде концентрации свободных ионов. Функция преобразования для расчета содержания в почве реакционноспособного металла исходя из концентрации свободных ионов металла (отношение Q-с) используется для расчета критического содержания металла, связанного со взвешенными частицами ([M]_{SPM} (crit)) в поверхностных водах (см. подразд. 5.5.2.2.3 и Приложение 2).

Приложение 2: Расчет полной концентрации металла исходя из концентраций свободных ионов при помощи модели WHAM

Металлическое содержание в дренажной воде почвы состоит из следующих разновидностей металлов

Разновидность металла	Обозначение	
Свободный ион металла M ²⁺	[M] _{free,sdw}	
Неорганические комплексы	MOH^+ , MHCO_3^+ , MCl^+ etc	[M] _{DIC,sdw}
Металл, связанный с DOM	[M] _{DOM,sdw}	
Металл, связанный с SPM	[M] _{SPM,sdw}	

Здесь, DOM – растворенное органическое вещество, а SPM – взвешенные частицы вещества. Под полной концентрацией металла в дренажной почвенной воде понимаются не просто растворенные компоненты ([M]_{free,sdw}, [M]_{DIC,sdw}, and [M]_{DOM,sdw}), но также [M]_{SPM,sdw}. Данные по концентрации SPM в дренажных почвенных водах могут быть немногочисленными, и во многих случаях вклад SPM в выщелачивание металла мал. Таким образом, предварительно, этим потоком можно пренебречь. Однако модель расчета учитывает возможность выщелачивания металла из почвы вместе с частицами.

Учитывая активность или концентрацию M^{2+} , оценку концентраций других разновидностей металлов можно сделать, применив модель равновесной специации. При расчете надо учесть зависимость специации металлов от pH и эффекты конкуренции, вызываемые важнейшими катионными разновидностями магния, алюминия, кальция и железа. Для этого была произведена адаптированная версия Виндермерской гумусной водной специационной модели - Windermere Humic Aqueous Model version 6, или WHAM6 (Tipping 1998). Это модель названа W6S-MTC2 Более подробное описание этапов расчета этой модели дано в опорном документе (De Vries et al. 2004b). Национальные координационные центры (НКЦ) могут рассчитывать критические концентрации растворенных металлов из концентраций свободных ионов одним из трех способов:

- 1. Линейным интерполированием по справочным таблицам, приведенным в подр. 5.5.2.2.3. В этих справочных таблицах собраны критические концентрации растворенных металлов (рассчитанные при помощи W6S-MTC2) для различных комбинаций pH, концентраций почвенного органического вещества, растворенного органического углерода ([DOC]_{sdw}), взвешенных частиц вещества (SPM) и парциального давления CO₂ (pCO₂).
- 2. Послав должным образом отформатированные файлы в Центр экологии и гидрологии Эду Типпингу - Centre for Ecology & Hydrology (CEH), Lancaster, Ed Tipping (ET@CEH.AC.UK), который выполнит расчеты при помощи W6S-MTC2. Инструкции по подготовке должным образом отформатированных файлов для этой цели даны ниже.
- 3. Используя самостоятельно программу W6S-MTC2. Инструкции по использованию приложены к программе, которую можно получить, связавшись с Э. Типпингом (см. выше).

НКЦ, желающие, чтобы для них были сделаны расчеты значений M_{tot,sdw(crit)}, должны предоставить файлы Э. Типпингу (Ed Tipping, CEH Lancaster, ET@CEH.AC.UK). Данные должны быть просто оформлены в виде рабочей книжки формата Excel под следующими надзаголоками:

	code	рН	% OM	pCO ₂	DOC	SPM	
cod	e	шифр-иденти	фикатор объе	кта, присвоен	ный пользов	зателем	
pН	Н рН почвенного раствора						
%0	DM	содержание ор	рганического	вещества в п	очве		
pCO	D_2	рСО2 почвы, в	выраженное в	ак кратное ат	мосферного	значения	
DO	С	концентрация	растворенно	го органичеси	кого углерода	а в мг·л ⁻¹	
SPN	Л	концентрация	взвешенных	частиц вещес	ства в мг•л⁻1.		

- Относительно выбора значений pH и pCO₂ просьба обращаться к опорному документу (Приложения 8 и 9). При отсутствии данных о концентрации DOC следует принять стандартное значение 20 мг·л⁻¹.
- При отсутствии данных по pCO₂ следует принять стандартное значение 15-кратного атмосферного
- При отсутствии данных по SPM значение принимается равным нулю.

Просьба учесть, что, прежде чем применять справочные таблицы или создавать файлы входных данных для W6S-MTC2 необходимо пересчитать значения pH почвы (измеренного на KCl, CaCl₂, H₂O) в pH почвенного раствора, как сказано в основном тексте.

Приложение 3. Расчет критической полной водной концентрации из критической растворенной концентрации при помощи модели WHAM

Расчет критической полной водной концентрации состоит из следующих этапов:

- 1. Оценочное определение критической концентрации свободных ионов металла исходя из критической растворенной концентрации.
- 2. Расчет связанного металла на единицу массы SPM.
- 3. Суммирование полных растворенных и взвешенных концентраций.

Этап 1

Концентрации свободных ионов рассчитываются при помощи WHAM6, для вод с различными pH, DOC и pCO₂, с теми же допущениями, которые делаются при расчете полного металлического содержания из критических пределов для свободных ионов (для Справочных Таблиц). При расчетах использовались критические концентрации 0,38 мг м⁻³ для Cd и 11 мг м⁻³ для Pb. Отметим, что здесь все воды принимаются «нормальными» в отношении растворенного Al (т.е. кислотные болотные воды не учитываются).

Активности свободных ионов, рассчитывающиеся при помощи WHAM6, можно выразить в виде множественных регрессивных уравнений при различных значениях pH. Tak,

$$\log [M^{2^+}] = A \log_{10} [DOC]_{sw} + B \log_{10} pCO_2 + C$$
(A3.1)
5 Картирование критических нагрузок

где [DOC]_{sw} выражен в мг·л⁻¹, а pCO₂ – в кратах к атмосферному pCO₂. Коэффициенты регрессии приведены в таблицах АЗ.1 и АЗ.2. Для получения коэффициентов для промежуточных значений pH можно прибегнуть к линейному интерполированию.

Таблица АЗ.1. Коэффициенты регрессии для оценки концентраций свободного Cd²⁺

pН	А	В	С
4	-0,006	-0,0001	-8,50
5	-0,075	-0,0006	-8,48
6	-0,402	0,0396	-8,49
7	-0,559	0,2171	-8,62
8	-0,304	-0,0881	-8,74
9	-0,014	-0,7092	-9,52

Таблица АЗ.2. Коэффициенты регресси для оценки концентраций свободного Pb²⁺

рН	А	В	С
4	-0,028	0,0000	-7,31
5	-0,339	0,0004	-7,29
6	-0,869	0,0591	-7,68
7	-1,113	0,2572	-8,77
8	-1,040	0,3491	-9,78
9	-0,222	-1,2027	-11,00

Этап 2

Критическое содержание металла, связанного с SPM ([M]_{SPM,sw (crit)}, моль г⁻¹), рассчитывается при помощи отношений Q-с, выведенных в Приложении 1, ур. А1.5 (Таблица А1.5). До перехода к 3-му этапу надо перевести [M]_{SPM,sw(crit)} в мг·кг⁻¹:

$[Cd]_{SPM,sw(crit)} (M\Gamma \cdot \kappa \Gamma^{-1}) = [Cd]_{SPM,sw(crit)} (MOЛЬ \cdot \Gamma^{-1}) \times (1,124 \times 10^8)$	(A3.2a)
$[Pb]_{SPM,sw(crit)} (\text{MGgeV}^{-1}) = [Pb]_{SPM,sw(crit)} (\text{MOGgeV}^{-1}) \times (2,072 \times 10^8)$	(A3.2b)

Этап 3

Все содержание водного металла при критическом пределе выражается уравнением:

$$[M]_{tot, sw(crit)} = [M]_{dis,sw(crit)} + [M]_{SPM,sw(crit)} \times [SPM]_{sw}$$
(A3.3)

где [M]_{dis,sw(crit)} – критическая растворенная концентрация (мг·м⁻³ или µг·л⁻¹)(Таблица 5.24), [M]_{SPM,sw(crit)} – критическая концентрация металла, связанного с SPM, вычисленная на Этапе 2 (мг·кг⁻¹), и [SPM]_{sw} – концентрация SPM в поверхностной воде (кг·м⁻³ или г·л⁻¹).

Примеры расчета

Для воды с pH 6 при [DOC] = 8 мг·л⁻¹, при pCO₂, равном 4 атмосферным, и [SPM]_{sw} = 0,050 г·л⁻¹ (50 мг·л⁻¹) с 20% содержания органического вещества:

$$[Cd]_{tot, sw(crit)} = 0.38 \ \mu \Gamma \cdot \pi^{-1} + 0.057 \ \mu \Gamma \cdot \pi^{-1} = 0.44 \ \mu \Gamma \cdot \pi^{-1}$$
(A3.4)

5 Картирование критических нагрузок

 $[Pb]_{tot, sw(crit)} = 11 \ \mu \Gamma \cdot \pi^{-1} + 23.7 \ \mu \Gamma \cdot \pi^{-1} = 33.7 \ \mu \Gamma \cdot \pi^{-1}$ (A3.5)

с использованием критических пределов, перечисленных в Таблице 5.24 для критических пределов, рекомендуемых для включения в приглашение о присылке данных за 2004 г.

Скоро это приложение будет обновлено: применяемые критические пределы для Cd будут рассматриваться как функция жесткости воды, а применяемый критический предел для Pb будет равен 5 мг·м⁻³.



Задержка восстановления

Критерий

время



www.icpmapping.org

Задержка ущерба

Реакция

6.1 Введение

Динамическое моделирование является логическим продолжением темы критических нагрузок. Критические нагрузки основаны на понятии установившегося состояния; они являются теми постоянными отложениями, которые некоторая экосистема способна выдержать длительное время, т.е. после того как она уравновесилась с этими отложениями. Однако многие экосистемы не находятся в равновесии с наличествующими или предвидимыми отложениями, т.к. действуют процессы («буферные механизмы»), отодвигающие достижение равновесия (установившегося состояния) на годы, десятилетия или даже столетия. По определению, критические нагрузки не дают никакой информации об этих временных масштабах. Для оценки сроков восстановления в районах, где превышение критических нагрузок прекратилось, и сроков повреждения в районах, где превышение критических нагрузок продолжается, необходимо динамическое моделирование.

Цель этой главы – объяснить использование (и ограничения) динамического моделирования в помощь ориентированной на экологические воздействия работе согласно Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния (LRTAP). Эта глава является сокращенной и обновленной версией *Руководства по динамичному моделированию (Dynamic Modelling Manual*), которое Координационный центр по воздействиям (далее - ССЕ) опубликовал ранее (Posch et al. 2003).

Простоты ради и во избежание несколько расплывчатого термина «экосистема» мы в этом разделе говорим о некарбонатных (лесных) почвах. Однако большинство высказанных соображений распространяется и на поверхностные водные системы, поскольку на качество их воды также сильно влияют свойства водосборных почв и происходящие в них процессы. Отдельный отчет по динамическому моделированию поверхностных вод в региональном масштабе был подготовлен при поддержке Международной программы сотрудничества по водам "ICP Waters" (Jenkins et al. 2002).

6.1.1 Зачем нужно динамическое моделирование?

В причинной цепочке, от отложения сильных кислот до повреждения ключевых индикаторных организмов, существует два важных замедляющих звена. Химический ответ почвы может замедляться биогеохимическими процессами, а реакция индикаторных организмов (напр., ущерб деревьям в лесных экосистемах) может далее отсрочиваться биологическими процессами. Статические модели для определения критических нагрузок учитывают только условие установившегося состояния, в котором химический и биологический отклик на (новое) (постоянное) отложение завершен. Напротив, динамические модели пытаются оценить время, необходимое для достижения нового (установившегося) состояния.

При сопоставлении критических нагрузок, т.е. в ситуации установившегося состояния, можно различить лишь два случая: (1) отложение ниже, т.е. не превышает критической(-их) нагрузки(-ок), и (2) отложение превышает критическую(-ие) нагрузку(-и), т.е. имеет место превышение критической нагрузки. В первом случае (видимой) проблемы нет, т.е. нет видимой необходимости в снижении отложения. Во втором случае имеется, по определению, повышенный риск повреждения экосистемы. Таким образом, критическая нагрузка служит предостережением постольку, поскольку имеется превышение, т.к. она указывает, что отложение необходимо снизить. Тем не менее, часто делается допущение о том, что снижение отложения до (или ниже) критического уровня немедленно устраняет риск "вредных воздействий", т.е. что химический

критерий (напр., соотношение Al/Bc¹), связывающий критическую нагрузку с (биологическими) воздействиями, немедленно достигает некритической ("безопасной") величины, и что наступает также немедленное биологическое восстановление. Однако реакция почв, особенно их твердой фазы, на изменения в отложениях отсрочивается (конечными) буферами, самым важным из которых является CEC (катионообменная способность). Эти буферные механизмы могут отсрочивать достижение критического химического параметра, и на достижение равновесия (установившегося состояния) могут уйти десятилетия, а то и столетия. Эти конечные буферы не учтены в формуле критической нагрузки, поскольку они влияют не на установившееся состояние, а лишь на время его достижения. Поэтому для оценки сроков, потребных для достижения "затыкания дыр" в переговорах о снижении выбросов, необходимы динамические модели. Помимо замедления химического восстановления, вероятны и другие задержки, прежде чем будет достигнуто "изначальное" биологическое состояние, т.е. даже если химический критерий удовлетворен (напр., Al/Bc<1), достижение биологического восстановления.

Рис. 6.1 отражает возможное развитие химической и биологической переменной (почвы) в ответ на «типичную» картину отложения по времени. Различимы пять стадий:

Стадия 1: Отложение было и находится ниже критической нагрузки (КН); химическая и биологические переменные не нарушают своих соответственных критериев. Пока отложение остается ниже КН, ситуация остается идеальной.

Стадия 2: Отложение превышает КН, но (химические и) биологические критерии не нарушены; для этого должно пройти какое-то время. Поэтому никакого ущерба на этом этапе, вероятно, не будет, несмотря на превышение КН. Время между первым превышением КН и первым нарушением биокритерия (первым фактом действительного ущерба) называется *временем задержки ущерба* (DDT= t_2 - t_1).

Стадия 3: Отложение превышает КН; и химический, и биологический критерии нарушены. Нужны меры (снижение выбросов) для избежания (дальнейшего) ухудшения статуса экосистемы.

Стадия 4: Отложение ниже КН, но (химкритерий и) биокритерий все еще нарушены, и таким образом восстановление еще не произошло. Время между первым непревышением КН и последующим ненарушением обоих критериев называется *временем задержки восстановления* (RDT= t_6-t_4).

Стадия 5: Отложение ниже КН, и ни один из двух критериев уже не нарушается. Эта стадия подобна стадии 1, и только на этом этапе можно считать экосистему восстановившейся.

Стадии 2 и 4 можно подразделить, каждую, на две подстадии: времена химической задержки $(DDT_c=t_2-t_1 \text{ и } RDT_c=t_5-t_4, \text{ темносерый цвет на Рис. 6.1})$ и (добавочные) времена биологической задержки $(DDT_b=t_3-t_2 \text{ и } RDT_b=t_6-t_5; \text{ светлосерый цвет})$. Очень часто из-за нехватки рабочих моделей биологического ответа времена повреждения и восстановления относятся главным образом только к химическому восстановлению, и оно используется взамен общего восстановления. Важно также отметить, что восстановление не следует той же (но в обратном порядке) схеме, что и ущерб, поскольку в этих природных системах имеет место т. н. гистерезис (см., напр., Warfvinge et al. 1992).

¹ В гл. 5 (и в других местах) использовано соотношение Bc/Al. Однако соотношение становится бесконечным, когда концентрация Al приближается к нулю. Во избежание этого неудобства здесь используется обратное соотношение, Al/Bc.



Рис. 6.1: «Типичное» прошлое и будущее развитие последствий кислотного отложения на химическую переменную почвы (отношение Al/Bc) и соответствующая биологическая реакция в сравнении с критическими значениями этих переменных и с критической нагрузкой, выведенной из них. Время между (не)превышением критической нагрузки, (не)нарушением критического химкритерия и пересечением критической биологической реакции показано оттенками серого цвета, где выделяются время задержки ущерба (DDT) и время задержки восстановления (RDT).

[на диаграмме: по оси ординат, снизу вверх: "Биологическая реакция – Химическая реакция – Отложение кислоты", по горизонтали, слева направо и сверху вниз: "этапы 1, 2 и т.д.; критическая нагрузка, критическая реакция"]

6.1.2 Ограничительные условия для динамического моделирования по конвенции LRTAP

Модели установившегося состояния (критические нагрузки) используются при переговорах о снижении выбросов в Европе. В этом контексте снижение выбросов считается успешным, если достигнуто непревышение критических нагрузок. Чтобы разобраться также в запаздывании между достижением непревышения и действительным химическим (и биологическим) восстановлением, нужны динамические модели. Таким образом, динамические модели, которые будут использоваться при оценке восстановления по конвенции LRTAP, должны быть совместимы с моделями установившегося состояния, используемыми для расчета критических нагрузок. Иначе говоря, когда в качестве входных данных в динамической модели используются критические нагрузки, (химический) параметр, избранный в качестве критерия в расчете КН, должен достичь критической величины (после того, как динамическое моделирование достигнет установившегося состояния, и уравнения, используемые в динамической модели, должны быть продолжением понятий и уравнений, использовавшихся при получении модели установившегося состояния. Например, если критические нагрузки рассчитывались при помощи модели простого массового баланса (simple mass balance – SMB) (см. гл. 5), эта модель и должна быть статической версией применяемой динамической модели (напр., модели VSD – см. ниже).

Из-за нехватки (добавочных) данных, может оказаться невозможным заставить работать динамические модели на всех участках в стране, для которой уже расчитаны критические нагрузки. Однако отбор той подсерии участков, где будут применяться динамические модели, должен быть достаточно представительным, чтобы позволить сравнение с результатами, полученными по критическим нагрузкам.

6.2 Основные понятия и уравнения

Динамические модели подкисления основаны на тех же принципах, что и модели установившегося состояния: зарядный баланс ионов в почвенном растворе, массовые балансы различных ионов и уравнения равновесия. Однако, в то время как модели установившегося состояния рассматривают только бесконечные источники и приемники (такие, как эрозия основных катионов), внесение конечных источников и приемников важнейших ионов в динамические модели является ключевым фактором, т.к. они определяют долгосрочные (медленные) изменения в химии почв(енного раствора). Тремя самыми главными процессами с участием конечных буферов и зависящих от времени источников/приемников являются катионный обмен, удержание азота и сульфатная адсорбция.

Краткое описание и сравнение упомянутых в этом разделе моделей: VSD, MAGIC, SAFE и SMART – можно найти в подразделе 6.3.

6.2.1 Зарядные и массовые балансы

Как было сказано выше, в качестве «экосистемы» мы рассматривем некарбонатные лесные почвы, хотя большинство соображений годится и для некарбонатных почв, покрытых (полу)естественной растительностью. Поскольку нас интересует применение в широком региональном масштабе (а данные для этого редки) и долговременные горизонты (от десятилетий до столетий, с шагом в 1 год), мы сделаем то же упрощающее допущение, что и для модели SMB (см. гл. 5). Мы допускаем, что почва состоит из единственного однородного отдела и что ее глубина равна корневой зоне. Из этого следует, что внутрипочвенные процессы (такие, как эрозия и впитывание) равномерно распределены по профилю почвы, и что все физико-химические константы принимаются однородными по всему профилю. Далее, мы принимаем наипростейшую возможную гидрологию: количество воды, покидающей корневую зону, равняется осадкам за вычетом эвапотранспирации; точнее, просачивание сквозь профиль почвы является постоянным и происходит только вертикально.

В модели SMB отправной точкой является баланс зарядов важнейших ионов в почвенной воде, выщелачиваемых из корневой зоны (ср. уравн. 5.9):

(6.1)
$$SO_{4,le} + NO_{3,le} - NH_{4,le} - BC_{le} + Cl_{le} = H_{le} + Al_{le} - HCO_{3,le} - RCOO_{le} = -ANC_{le}$$

где BC=Ca+Mg+K+Na, и RCOO – суммы органических анионов. Уравн. 6.1 определяет также кислотонейтрализующую способность, ANC. Выщелачивание выражено зависимостью $X_{le}=Q\cdot[X]$, где [X] – концентрация почвенного раствора (г-экв/м³) иона X, а Q (м/год) – расход воды, покидающей корневую зону.

Концентрации [X] некоторого иона в отделе почвы, и, стало быть, его выщелачивание определяются либо из уравнений равновесия с [H] для таких ионов, как [AI], [HCO₃] и [RCOO] (см. уравн. 5.42, 5.43 and 5.45), или из уравнений массового баланса. Последние описывают изменение по времени всего количества иона X на единицу площади в системе «раствор почвы/почвообразующая порода», X_{tot} (г-экв/м²):

(6.2)
$$\frac{d}{dt}X_{tot} = X_{in} - X_{le}$$

где X_{in} (г-экв/м²/год) – чистое поступление иона X (источники минус приемники, кроме выщелачивания).

С упрощающими допущениями, принятыми в модели SMB, чистое поступление сульфата и хлорида выражается их соответственными отложениями:

$$(6.3) SO_{4,in} = S_{dep} \mathsf{M} Cl_{in} = Cl_{dep}$$

Для основных катионов чистое поступление выражается уравнением (Bc=Ca+Mg+K):

$$BC_{in} = BC_{dep} + BC_w - Bc_u$$

где индексы *dep*, *w* и *u* обозначают соответственно отложение, эрозию и чистое впитывание. Отметим, что адсорбция S и реакции катионного обмена здесь не учтены; они включены в X_{tot} и описаны уравнениями равновесия (см. ниже). Для ионов нитрата и аммония читое поступление выражено уравнениями:

(6.5)
$$NO_{3,in} = NO_{x,dep} + NH_{4,ni} - NO_{3,i} - NO_{3,u} - NO_{3,dep}$$

(6.6)
$$NH_{4,in} = NH_{3,dep} - NH_{4,ni} - NH_{4,i} - NH_{4,u}$$

где индексы *ni*, *i* и *de* означают соответственно нитрификацию, чистую иммобилизацию и денитрификацию. В случае полной нитрификации получаем *NH*_{4,in}=0, а чистое поступление азота выражается уравнением:

(6.7)
$$NO_{3,in} = N_{in} = N_{dep} - N_i - N_u - N_{de}$$

6.2.2 От установившегося состояния (критических нагрузок) к динамическим моделям

Понятие установившегося состояния означает, что со временем не происходит изменения в суммарных количествах участвующих ионов (см. уравн. 6.2), т.е.:

(6.8)
$$\frac{d}{dt}X_{tot} = 0 \implies X_{le} = X_{in}$$

Из уравнения 6.7 критическая нагрузка питательного азота, $CL_{nut}(N)$, получается путем уточнения приемлемого N-выщелачивания, $N_{le,acc}$. Называя критическое выщелачивание ANC, $ANC_{le,crit}$, и подставляя уравнения 6.3, 6.4 и 6.7 в баланс зарядов (ур. 6.1), получаем уравнение, описывающее *функцию критической нагрузки* серной и азотной кислотности, из которого можно вывести (см. гл. 5) все три количества, $CL_{max}(S)$, $CL_{min}(N)$ и $CL_{max}(N)$.

Для получения зависящих от времени решений уравнений массового баланса необходимо задать член X_{tot} в уравн. 6.2, т.е. полное количество (на ед. площади) иона X в системе почвообразующая порода/почвенный раствор. Для ионов, которые не взаимодействуют с почвообразующей породой, X_{tot} выражается количеством иона X в одном лишь растворе:

$$(6.9) X_{tot} = \Theta \cdot z \cdot [X]$$

где z (м) – рассматриваемая глубина почвы (корневая зона), а Θ (м³/м³) – (среднегодовое) волюметрическое содержание воды в отделе почвы. Вышеуказанное уравнение действительно для хлорида. Для каждого основного катиона Y, участвующего в катионном обмене, Y_{tot} выражается уравнением:

(6.10)
$$Y_{tot} = \Theta \cdot z \cdot [Y] + \rho \cdot z \cdot CEC \cdot E_{y}$$

где ρ – объемная масса почвы (г/см³), *CEC* – катионообменная способность (мг-экв/кг), а E_Y – обмениваемая доля ионов Y.

Изменения (долгосрочные) почвенного бассейна азота вызваны, главным образом, чистой иммобилизацией, и *N*_{tot} выражен уравнением:

(6.11)
$$N_{tot} = \Theta \cdot z \cdot [N] + \rho \cdot z \cdot N_{pool}$$

При отсутствии ад-/десорбции сульфата, *SO*_{4,tot} выражается уравн. 6.9. Если адсорбцией сульфата пренебречь нельзя, уравнение приобретает вид:

(6.12)
$$SO_{4,tot} = \Theta \cdot z \cdot [SO_4] + \rho \cdot z \cdot SO_{4,ad}$$

Если скорость выщелачивания Al выше скорости мобилизации Al эрозией главных минералов, остаток Al должен поставляться из уже имеющихся бассейнов Al, таких как гидроксиды Al. Это вызывает распад этих минералов, что может привести к увеличению Fe-амортизации, которая, в свою очередь, ведет к снижению наличия фосфата (De Vries 1994). Далее, уменьшение этих бассейнов в подзольных песчаных почвах может вызвать в них структурные потери. Количество алюминия в большинстве моделей принимается за бесконечное, так что для Al массовый баланс не рассматривается. Модель SMART, однако, включает в себя баланс алюминия, и в уравн. 6.2 $Al_{in}=Al_{w}$, а Al_{tot} выражен уравнением:

(6.13)
$$Al_{tot} = \Theta \cdot z \cdot [Al] + \rho \cdot z \cdot CEC \cdot E_{Al} + \rho \cdot z \cdot Al_{ox}$$

где *Al_{ox} (мг-экв/кг)* – количество Al, которое можно извлечь из оксалата, бассейн доступного наличествующего в почве Al.

Подстановка этих выражений в (6.2) и соблюдение условия $X_{le}=Q\cdot[X]$ дают дифференциальные уравнения развития по времени концентрации различных ионов. Аналитически эти уравнения можно решить только в простейших случаях. Вообще же уравнения массового баланса дискретируются и решаются численно, причем алгоритм решения зависит от предпочтений построителей модели.

6.2.3 Конечные буферы

Конечные буферы элементов в почве не учитываются при выведении критических нагрузок, поскольку они не влияют на установившееся состояние. Однако, при исследовании состояния почв за долгое время как функции меняющихся картин отложения, эти конечные буферы управляют долгосрочными (медленными) изменениями в химии почвы(-раствора). Ниже мы опишем наиболее важные из них.

6.2.3.1 Катионный обмен

Обычно частицы твердой фазы почвы несут избыток катионов в своем поверхностном слое. Поскольку электро-нейтральность должна поддерживаться, эти катионы не могут быть удалены из почвы, но они могут обмениваться на другие катионы – например, из почвенного раствора. Этот процесс известен как «катионный обмен», и каждая почва (каждый слой) характеризуется общим количеством обменных катионов на единицу массы (веса) – так называемой катионообменной способностью (СЕС), измеряемой в мг-экв/кг). Если X и Y суть два катиона с зарядами *m* и *n*, то общая форма уравнений для описания обмена между жидкофазными концентрациями (и активностями) [X] и [Y] и эквивалентными долями E_X и E_Y в обменном комплексе такова:

(6.14)
$$\frac{E_X^i}{E_Y^i} = K_{XY} \cdot \frac{[X^{m+}]^n}{[Y^{n+}]^m}$$

где K_{XY} – т. наз. константа обмена (или избирательности), величина зависящая от почвы. В зависимости от степеней *i* и *j* можно различать модели катионного обмена: при *i*=*n* и *j*=*m* получаются уравнения обмена Гейнса-Томаса (Gaines-Thomas), в то время как при *i*=*j*=*mn*, после извлечения корня *mn*-ной степени, получается уравнение обмена Гапона (Gapon).

Рассматриваемое количество обменных катионов зависит от назначения и сложности модели. Например, Reuss (1983) рассматривал только обмен между Al и Ca (или двухвалентными основными катионами). Обычно, если рассматривается обмен между числом *Ч* ионов, требуется *Ч*–1 уравнений (и констант); из них можно легко вывести все прочие отношения и константы, в количестве (*Ч*–1)(*Ч*–2)/2. В моделях VSD, SMART и SAFE учитывается обмен между алюминием, двухвалентными основными катионами и протонами. Обмен протонов имеет значение, если катионообменная способность (СЕС) измеряется при высоких значениях pH (pH=6.5). Для системы Bc-Al-H, уравнения Гейнса-Томаса выглядят так:

(6.15)
$$\frac{E_{Al}^2}{E_{Bc}^3} = K_{AlBc} \cdot \frac{[Al^{3+}]^2}{[Bc^{2+}]^3} \qquad \text{i} \qquad \frac{E_{H}^2}{E_{Bc}} = K_{HBc} \cdot \frac{[H^+]^2}{[Bc^{2+}]}$$

где Bc=Ca+Mg+K, причем принимается, что K двухвалентен. Уравнение для обменов протонов на Al можно получить из уравнений (6.15) делением:

(6.16)
$$\frac{E_{H}^{3}}{E_{Al}} = K_{HAl} \cdot \frac{[H^{+}]^{3}}{[Al^{3+}]} \qquad \text{причем} \qquad K_{HAl} = \sqrt{K_{HBc}^{3} / K_{AlBc}}$$

Соответствующие обменные уравнения Гапона принимают вид:(6.17)

$$\frac{E_{Al}}{E_{Bc}} = k_{AlBc} \cdot \frac{[Al^{3+}]^{1/3}}{[Bc^{2+}]^{1/2}} \qquad \text{M} \qquad \frac{E_{H}}{E_{Bc}} = k_{HBc} \cdot \frac{[H^{+}]}{[Bc^{2+}]^{1/2}}$$

Опять-таки, обмен H-Al может быть получен делением (при $k_{HAl} = k_{HBc}/k_{AlBc}$). Зарядный баланс требует, чтобы обменные доли при сложении давали единицу:

$$(6.18) E_{Bc} + E_{Al} + E_{H} = 1$$

Сумма долей обменных основных катионов (здесь E_{Bc}) называется *насыщенностью* почвы *основаниями*. Интерес для динамического моделирования представляет как раз развитие насыщенности основаниями по времени. Вышепоказанные формулы пренебрегают обменом Na, NH₄ (что может быть важным в районах высокого отложения NH₄) и тяжелых металлов (или же полагают, что он включен в протонную долю).

Сравнивать модели следует с осторожностью, поскольку в разных моделях используются разные уравнения обмена. В то время как в модели SMART используются уравнения 6.15 (но с Ca+Mg вместо Вс, а К-обмен игнорируется в текущей версии), модель SAFE применяет Гапоновы уравнения обмена (6.17), но с константами обмена $k'_{XY}=1/k_{XY}$. В модели MAGIC обмен Al со всеми четырьмя основными катионами моделируется раздельно при пом. уравнений Гейнса-Томаса без явного учета H-обмена.

6.2.3.2 Иммобилизация азота

В расчете критических нагрузок (приемлемая, терпимая) долгосрочная *чистая* иммобилизация (т.е. разность между иммобилизацией и минерализацией) полагается постоянной. Однако хорошо известно, что количество иммобилизированного азота (на данный момент) во многих случаях превышает долгосрочную величину. Так, субмодель, описывающая динамику азота в почве, является частью большинства динамических моделей. Например, модель MAKEDEP, которая является частью модельной системы SAFE (но может использоваться в качестве отдельной программы), описывает динамику азота в почве в зависимости от роста леса и отложения.

Согласно Dise et al. (1998) и Gundersen et al. (1998), соотношения C/N в лесной подстилке могут использоваться для оценки риска нитратного выщелачивания. Gundersen et al. (1998) предлагал пороговые значения >30, от 25 до 30 и <25, чтобы разделить, соответственно, низкий, умеренный и высокий риск нитратного выщелачивания. Эта информация использовалась в нескольких моделях, таких как SMART и MAGIC, для расчета иммобилизации азота как доли чистого поступления азота, находящейся в линейной зависимости от отношения C/N в минеральном верхнем слое почвы.

Вдобавок к долгосрочной постоянной чистой иммобилизации, $N_{i,acc}$, чистое количество иммобилизированного азота является линейной функцией действительного отношения C/N, CN_t , между предписываемым максимальным, CN_{max} , и минимальным, CN_{min} .

(6.19)
$$N_{i,t} = \begin{cases} N_{in,t} & \text{для} & CN_t \ge CN_{max} \\ \frac{CN_t - CN_{min}}{CN_{max} - CN_{min}} \cdot N_{in,t} & \text{для} & CN_{min} < CN_t < CN_{max} \\ 0 & \text{для} & CN_t \le CN_{min} \end{cases}$$

где $N_{in,t}$ – наличный азот (напр., $N_{in,t}=N_{dep,t}-N_{u,t}-N_{i,acc}$). При каждом шаге премени количество иммобилизированного азота добавляется к количеству азота в поверхностном слое почвы, что, в свою очередь, используется для обновления соотношения С/N. Полное иммобилизированное количество, на каждом шаге времени, составляет тогда $N_i=N_{i,acc}+N_{i,t}$. Вышеприведенное уравнение показывает, что, когда соотношение С/N достигает минимального значения, годовое количество иммобилизированного азота равняется приемлемой величине $N_{i,acc}$ (см. Рис. 6.2). Эта формулировка совместима с формулировкой критической нагрузки для $t \rightarrow \infty$.



Рис. 6.2: Количество иммобилизированного азота (слева) и полученное в результате отношение C/N в верхнем слое почвы (справа по оси ординат) при постоянном чистом поступлении азота в 1 г-экв/м²/год (начальное C_{pool} = 4000 г(C)/м²), $N_{i,acc}$ = 1 кг/га/год). [*eq* "г-экв", *years* "годы"]

6.2.3.3 Адсорбция сульфата

Количество адсорбируемого сульфата, *SO*_{4,*ad*} (мг-экв/кг), часто принимается как находящееся в равновесии с концентрацией раствора и в типичном виде описывается изотермой Лангмюра (Langmuir) (напр., Cosby et al. 1986):

(6.20)
$$SO_{4,ad} = \frac{[SO_4]}{S_{1/2} + [SO_4]} \cdot S_{max}$$

где S_{max} – максимальная способность к адсорбции серы в почве (мг-экв/кг), а $S_{1/2}$ – концентрация полунасыщения (г-экв/м³).

6.2.4 От почв к поверхностным водам

Считается, что обсуждавшиеся до сих пор процессы происходят в почвенном растворе, пока тот находится в контакте с почвообразующей породой. Для расчета концентраций поверхностной воды принимается, что вода покидает почвообразующую породу и соприкасается с атмосферой (Cosby et al. 1985, Reuss and Johnson 1986). Когда это происходит, избыток CO_2 в воде улетучивается. Это приводит к сдвигу карбонатно-бикарбонатных равновесий и меняет pH (см. уравн. 5.43). Таким образом, концентрации поверхностной воды рассчитываются решением системы уравнений, представленных выше, при нижнем парциальном давлении CO_2 (напр., среднее p_{CO2} 8·10⁻⁴ атм для 37 озер, Cole et al. 1994), пренебрегая реакциями обмена, иммобилизацией азота и адсорбцией сульфата. Поскольку обмены с почвообразующей породой блокированы, концентрации основных катионов и анионов сильных кислот (SO₄, NO₃ и Cl) не изменятся при превращении почвенной воды в поверхностную. Как таковая, ANC консервативна (см. ур. 6.1).

6.2.5 Модели биологической реакции

Подобно задержкам между изменениями кислотного отложения и изменениями в химии поверхностной (или почвенной) воды, имеют место и задержки между химическими изменениями и биологической реакцией. Поскольку цель восстановления состоит в восстановлении хорошей или здоровой популяции ключевых индикаторных организмов, запаздывание реакции является суммой задержек химической и биологической реакции (см. Рис. 6.1). Таким образом, нужны динамические модели для биологической реакции, и ниже делается обзор существующих моделей и идей.

6.2.5.1 Наземные экосистемы

Большим недостатком большинства динамических моделей подкисления почвы является пренебрежение биотическими взаимодействиями. Например, изменения растительности главным образом приводятся в действие изменением в цикле азота (минерализация N; Berendse et al. 1987). Кроме того, повышенные поступления азота приводят к росту заболеваний – таких как вспышки верескового жука (Lochmaea suturalis) - которые могут стимулировать изменения в растительности. Соответственно, динамические почво-растительные модели, учитывающие такие процессы, имеют лучшую научную основу для оценки критических и желаемых азотных нагрузок. Примерами таких моделей являются CALLUNA (Heil and Bobbink 1993) и ERICA (Berendse 1988). Модель CALLUNA, интегрируя азотные процессы, вызванные атмосферным оседанием, аккумуляцией, удалением дерна, с вспышками верескового жука и межвидовой конкуренцией, устанавливает критическую нагрузку азота в низинных сухих вересовых пустошах (Heil and Bobbink 1993). Модель для влажных вересковых пустошей ERICA учитывает состязательные взаимоотношения между видами Erica и Molinia, производство опада обоими видами и азотные потоки при аккумуляции, минерализации, выщелачивании, атмосферном оседании и выпасе овец. Ныне имеется также несколько лесо-почвенных моделей, которые рассчитывают воздействие на рост леса, оказываемое атмосферным оседанием и другими аспектами окружающей среды, такими как метеорологические изменения (осадки, температура) и изменения концентрации СО₂. Примером могут служить модели NAP (Van Oene 1992), ForSVA (Oja et al. 1995) и Hybrid (Friend et al. 1997).

До сих пор биологические модели «доза/реакция», связанные с воздействием на видовое разнообразие в наземных экосистемах, не сосредоточивались на временно-динамических аспектах. Вместо этого были разработаны статистические модели для оценки связи между видовым разнообразием экосистемы и абиотическими аспектами, связанными с подкислением и эвтрофикацией. К примеру, растительная модель MOVE (Latour and Reiling 1993), которая предсказывает вероятность встречаемости видов растений в ответ на сценарии подкисления. эвтрофикации и осушения. Входными данными для этой модели служат выходные данные почвенной модели SMART2 (Kros et al. 1995), являющейся расширением модели SMART. SMART2 предсказывает изменения в абиотических почвенных факторах, отражающих подкисление (pH), эвтрофикацию (наличие N) и осушение (влагосодержание) в ответ на сценарии кислотного отложения и отбора грунтовой воды, включая влияние цикличности питательных веществ (опадание растительности, минерализация, впитывание). МОVЕ предсказывает вероятность встречаемости ок. 700 видов в зависимости от трех абиотических почвенных факторов, в том числе наличия азота, с помощью взаимоотношений регрессии. Поскольку комбинации образцов растительности и экологических переменных редки, для оценки абиотических условий почвы используются индикаторные показатели видов растений Элленберга (Ellenberg 1985). Выведение величин абиотических почвенных факторов из растительности гарантирует экологическую значимость. Комбинированные образцы растительности с

экологическими переменными используются исключительно для калибровки индикаторных показателей Элленберга с количественными показателями абиотических почвенных факторов. Калибровка этих индикаторных показателей по количественным показателям абиотических почвенных факторов необходима, чтобы связать модуль почвы с модулем растительности.

Сравнимая статистическая модель NTM (Wamelink et al. 2003, Schouwenberg et al. 2000) была разработана для предсказания потенциальной ценности сохранения естественных ареалов. Обычно расчеты ценности сохранения строятся на видах растений или типах растительности. Как и модель MOVE, NTM может связать растительность и условия участка при помощи экологических индикаторных показателей растений. NTM пользуется матрицей местообитаний растительных видов, построенной на основании влажности, кислотности и наличия питательных веществ. Модель была откалибрована при помощи набора из 160252 проб растительности. По критериям редкостности, упадка и международной важности был определен индекс ценности каждого растения. Этот индекс использовался для определения ценности сохранения для каждой пробы. Ценность каждой пробы затем была присвоена каждому виду в пробе и регрессирована по индикаторным показателям Элленберга для влажности, кислотности и наличия питания (Ellenberg 1985) при помощи статистического метода (П-сплайны). Эти три индикаторных показателя Элленберга используются на входе этой модели для предсказания потенциальной ценности сохранения. Потенциальную ценность сохранения рассчитывают для комбинации абиотических условий и структуры растительности («экотопа»). Поэтому учитываются четыре типа растительности, каждый из которых представлен субмоделью модели NTM: вересковая пустошь, луг, лиственный лес и сосновый лес. Использование этих моделей для оценок динамическим моделированием представляет ценность для лучшего понимания воздействия разных сценариев отложения на земные экосистемы.

6.2.5.2 Водные экосистемы

Как и в случае наземных экосистем, биологические модели «доза/реакция» для поверхностных вод обычно не сосредоточивались на временно-динамических аспектах. Например, соотношение между ANC озера и статусом популяции коричневой форели в норвежских озерах, использованное для вывода критического предела для поверхностных вод, основано на синоптических (однократных) наблюдениях ANC и статуса рыбы в большом числе озер. Подобным же образом, индексы беспозвоночных (Raddum 1999) и модели реакции диатомовых водорослей (Allot et al. 1995, Battarbee et al. 1996) не содержат временно-динамических аспектов. Дополнительная информация о дозе/реакции поступает от традиционных лабораторных исследований токсичности (хронической и острой) и успешности размножения.

Информация о времени реакции по различным организмам поступает от исследований восстановления после эпизодов загрязнения – например, популяций лосося после химической утечки в реку. У лосося на полное возобновление популяции уходит примерно 10 лет после восстановления химии воды.

В настоящее время не имеется ориентированных на время и динамический процесс моделей биологического отклика на воздействия подкисления на водные и наземные организмы. Такие модели необходимы для полной оценки времени, нужного для восстановления от ущерба, причиненного подкислением.

Для эмпирической оценки задержек биологического восстановления можно использовать несколько типов свидетельств. Эксперименты, проводимые на Экспериментальном озерном ареале (Experimental Lakes Area - ELA), в северо-западном Онтарио (Канада) предоставляют такую информацию в реалистических пространственных и временных масштабах. Эти эксперименты демонстрируют значительные запаздывания между достижением приемлемого качества воды

вследствие снижения кислотных поступлений и достижением приемлемого биологического статуса. Сроки запаздывания для различных организмов составляют по меньшей мере несколько лет. Для нескольких видов рыб произошедшие изменения, возможно, необратимы (Hann and Turner 2000, Mills et al. 2000).

Вторым источником информации о биологическом восстановлении является изучение известкования. За многие годы такие исследования предоставили обширные эмпирические данные о скорости реакции индивидуальных видов, а также сообществ после известкования. Вместе с тем, мало внимания обращалось на то, какие процессы при этом происходят.

Наконец, имеется недавняя документация о восстановлении в нескольких регионах, где кислотное отложение снижалось в 80х и 90х гг. В озерах, близких к крупному точечному источнику серных выбросов в Садбери (Sudbury, пров. Онтарио, Канада), выявлены ясные признаки химического и биологического восстановления, вызванного существенным снижением выбросов начиная с конца 70х гг. (Keller and Gunn 1995). В озерах близлежащего Провинциального парка Килларни (Killarney Provincial Park – Онтарио, Канада) также заметны явные признаки биологического восстановления за последние 20 лет (Snucins et al. 2001). Здесь имеется несколько биологических факторов, влияющих на скорость биологического восстановления:

- (1) видовой состав и плотность популяций рыб;
- (2) факторы рассеивания, такие как расстояние до незатронутой популяции и способность к рассеиванию;
- (3) существование покоящихся яиц (для таких организмов, как зоопланктон);
- (4) существование препятствующих видов т.е. ниша заполнена.

Недавний семинар под эгидой ЭКЕ ООН пересмотрел нынешние знания о моделях биологического восстановления в поверхностных водах (см. Wright and Lie 2002).

Будущая работа над моделями реакции должна будет также учитывать частоту и силу вредных эпизодов, таких как pH-шок при весеннем таянии снегов или же скачки кислотности и наличия алюминия, вызванные бурями с высоким поступлением морской соли. Эти связи между эпизодической химией воды и биологической реакцией на всех уровнях (организмы, сообщество, экосистема) плохо исчислены и поэтому пока не готовы к включению в модели, ориентированные на процессы.

6.3 Имеющиеся динамические модели

В предыдущих разделах были описаны и представлены в математической форме основные процессы, происходящие при подкислении почвы, с упором на медленные (долгосрочные) процессы. Полученные уравнения, или их обобщения и варианты, вместе с соответствующими алгоритмами решений и программами ввода-вывода были за последние 15 лет «упакованы» в модели подкисления почвы, известные главным образом под своими (более или менее причудливыми) сокращенными названиями.

В моделях (подкисления) почвы нехватки нет, но большинство их не рассчитано на perиональное приложение. Сопоставление 16 моделей можно найти в специальном выпуске журнала *Ecological Modelling* (Tiktak and Van Grinsven 1995). Эти модели сосредоточиваются либо на химии почвы (SMART, SAFE, MAGIC), либо на взаимодействии с лесом (ростом леса). Имеется очень мало понастоящему интегральных моделей «лес-почва». Одним примером является серия лесных моделей ForM-S (Oja et al. 1995), написанная не в «конвенциональном» коде Fortran, а при помщи моделирующей программы высокого уровня STELLA.

Нижеследующая подборка отдает предпочтение моделям, (широко) использовавшимся и достаточно простым для применения в (широком) региональном масштабе. Здесь дается лишь краткое описание моделей, а подробности можно найти в приводимых ссылках. Следует подчеркнуть, что употребляемый здесь термин «модель» означает обычно модель-систему, т.е. набор (сочлененных) программ (и баз данных), состоящий из пред-процессоров для входных данных (и их подготовки) и для калибровки, после-процессоров для выходных данных и – обычно это наименьшая часть – собственно модели.

Обзор разнообразных моделей дан в табл. 6-1 с последующим кратким описанием. Первые три модели являются почвенными нарастающей сложности, а модель MAGIC обычно применяется на уровне водосбора. Применение на уровне водосбора, а не на единственном (лесном) участке, имеет свои последствия для выведения входных данных. Например, скорости эрозии должны представлять среднюю эрозию всего водосбора, а эти данные трудно добыть из параметров почвы. Таким образом, в модели MAGIC эрозия водосбора калибруется исходя из данных о качестве воды.

Модель	Описания основного процесса	Слои	Основные входные данные	Справки
			модели	
VSD	-баланс зарядов ANC	Один	-входные данные CL +	M Posch
	-массовые балансы для		-СЕС, насыщенность	
	основных катионов (ВС) и N		основаниями	
	(допущение о полной		-отношение C/N	
	нитрификации)			
SMART	-модель VSD +	Один	-модель VSD +	W de Vries
	-сорбция SO4		- S_{max} и $S_{1/2}$	
	-массовые балансы для СаСО ₃ и		-карбонат Са, <i>Al</i> _{ox}	
	Al		-фракция нитрификации,	
	-отдельные массовые балансы		-значения рК	
	для NH ₄ и NO ₃ , нитрификация			
	комплексация Al при пом. DOC			
SAFE	-модель VSD +	Несколь	-модель VSD +	H Sverdrup
	-отдельный расчет эрозии,	ко	-входные данные для PROFILE,	
	-круговорот элементов при		-скорость опадания,	
	растительном опаде,		-параметры, описывающие	
	-упадок корней,		минерализацию и впитывание в	
	-минерализация и впитывание в		корнях	
	корнях			
MAGIC	-модель VSD +	Несколь	- модель VSD +	RF Wright
	-сорбция SO ₄ ,	ко	S_{max} и $S_{1/2}$	
	-специация/комплексация Al,	(чаще	- значения рК для неск. реакций	
	-водная химия	всего,	Al	
		один)	- параметры по водной химии	

Таблица 6-1: Обзог	р динамических моделей,	(широко)) применяющихся в	региональном масштабе.
1400111144 0 1. 0000	p gintaini ieenun nogenen,	(min pono)		

6.3.1 Модель VSD

Основные уравнения, представленные в разделе 6.2, использовались для построения Очень Простой Динамической (Very Simple Dynamic – VSD) модели подкисления почвы. Модель VSD задумана как простейшее расширение модели SMB для критических нагрузок. Она учитывает только катионный обмен и иммобилизацию азота, а также описанный выше массовый баланс катионов и азота, в дополнение к уравнениям, включенным в модель SMB. Она похожа на модель, представленную в Reuss (1980), которая, однако, не рассматривает азотных процессов.

В модели VSD разнообразные экосистемные процессы ограничены до нескольких ключевых процессов. Во внимание *не* принимаются следующие процессы: (i) взаимодействия в лесном пологе, (ii) процессы круговорота питательных веществ, (iii) фиксация азота и адсорбция NH₄, (iv) взаимодействия (адсорбция, впитывание, иммобилизация и восстановление) SO₄, (v) образование и протонирование органических анионов, (RCOO) и (vi) комплексация алюминия с OH, SO₄ и RCOO.

Модель VSD состоит из набора уравнений массового баланса, описывающих соотношения входавыхода, и набора уравнений, описывающих ограниченные скоростью реакций и равновесные почвенные процессы, как показано в разделе 6.2. В VSD химия почвенного раствора зависит только от чистого поступления элементов из атмосферы (отложение минус чистое впитывание минус чистая иммобилизация) и геохимического взаимодействия в почве (равновесия CO₂, эрозия карбонатов или силикатов, и катионный обмен). Почвенные взаимодействия описываются простыми ограниченными скоростью реакциями (нулевого порядка) (напр., впитывание и эрозия) или реакциями равновесия (напр., катионный обмен). Обмен Al, H и Ca+Mg+K моделируется при помощи уравнений Гейнса-Томаса и Гапона. Перенос растворенных веществ описывается допущением полного смешения поступающих элементов внутри одного однородного отсека почвы постоянной плотности и иммобилизированной глубины. Поскольку VSD является моделью однослойной почвы и пренебрегает разнородностью по вертикали, она предсказывает концентрацию почвенной воды, покидающей этот слой (корневую зону). Годовое истечение воды, просачивающейся из этого слоя, принимается равным годовому избытку осадков. Шаг времени в этой модели – один год, т.е. сезонные вариации не рассматриваются. Модель можно получить на веб-сайте CCE (www.rivm.nl/cce); а ее подробное описание дают Posch and Reinds (2004).

6.3.2 Модель SMART

Модель SMART (Simulation Model for Acidification's Regional Trends) подобна модели VSD, но она несколько расширена и описана у De Vries et al. (1989) и Posch et al. (1993). Как и VSD, SMART состоит из набора уравнений массового баланса, описывающих соотношения входа-выхода, и набора уравнений, описывающих почвенные ограниченные скоростью процессы и процессы равновесия. Модель включает большинство допущений и упрощений, принятых для VSD; обоснования для них содержатся у De Vries et al. (1989). SMART моделирует обмен Al, H и двухвалентных основных катионов при помощи уравнений Гейнса-Томаса. Кроме того, при помощи уравнения Лангмюра моделируется адсорбция сульфата (как в модели MAGIC), а органические кислоты можно описать как одно-, двух- или трех-протонные. Кроме того, оно учитывает баланс для карбоната и алюминия, давая возможность расчета для почв, от карбонатных до полностью подкисленных, в которых не осталось алюминиевого буфера. В этом смысле, SMART основывается на понятии буферных диапазонов, изложенных в Ulrich (1981). Недавно в модель было включено описание комплексации алюминия с органическими кислотами. Модель SMART разрабатывалась с мыслью о региональном применении, и ранний пример применения к Европе можно найти у De Vries et al. (1994).

6.3.3 Модель SAFE

Модель SAFE (Soil Acidification in Forest Ecosystems) разработана при Лундском университете (University of Lund) (Warfvinge et al. 1993), и недавнее ее описание содержится в Alveteg (1998) и Alveteg and Sverdrup (2002). Главные отличия от моделей SMART и MAGIC таковы: (а) эрозия основных катионов не является входной информацией для модели, а моделируется при помощи (суб)модели PROFILE, где входной информацией является минералогия почвы (Warfvinge and Sverdrup 1992); (b) SAFE ориентируется на профили почвы, в которых принимается, что вода движется вертикально сквозь несколько слоев почвы (обычно 4); (с) катионный обмен между Al, H и (двухвалентными) основными катионами моделируется Гапоновыми реакциями обмена, а диффузия

обмена между почвообразующей основой и почвенным раствором ограничена. Стандартная версия SAFE не учитывает адсорбцию сульфата, хотя недавно была разработана версия, в которой адсорбция сульфата зависит от концентрации сульфата и от pH (Martinson et al. 2003).

Модель SAFE применялась ко многим участкам, а недавно была применена и регионально для Швеции (Alveteg and Sverdrup 2002) и Швейцарии (SAEFL 1998, Kurz et al. 1998, Alveteg et al. 1998).

6.3.4 Модель MAGIC

MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments) – это модель средней сложности на сборных параметрах, разработанная для предсказания долгосрочного воздействия кислотного отложения на химию почв и поверхностной воды (Cosby et al. 1985a,b,c, 1986). Она моделирует химию почвенного раствора и химию поверхностной воды для предсказания среднемесячных и среднегодовой концентраций важнейших ионов в озерах и водопотоках. MAGIC отображает водосбор с агрегатированными однородными отсеками почвы (одним или двумя) и с отсеком поверхностной воды, который может быть или озером, или текущей водой (рекой). MAGIC состоит из (1) отдела, в котором принимается, что концентрации важнейших ионов управляются одновременными реакциями, в которых происходят адсорбция сульфата, катионный обмен, растворение-осаждение-специация алюминия и растворение-специация неорганического и органического углерода, и (2) отдела массового баланса, в котором принимается, что истечение важнейших ионов регулируется атмосферными поступлениями, поступлениями от химической эрозии, чистым впитыванием в биомассе и потерями в стоке. Сердцевиной MAGIC является размер бассейна обменных основных катионов в почве. Притоки и оттоки этого бассейна меняются в зависимости от изменений атмосферного отложения, поэтому химические равновесия между почвой и почвенным раствором смещаются, приводя к изменениям в химии поверхностной воды. Степень и скорость изменения кислотности поверхностной воды зависят, таким образом, и от факторов потоков, и от внутренних характеристик затронутых почв.

Есть возможность располагать слои почвы вертикально или горизонтально, отражая важные вертикальные или горизонтальные трассы движения сквозь почвы. Если моделируется озеро, можно осуществить сезонную стратификацию озера. Шагом времени может быть месяц или год. Повременные входные данные для модели могут содержать годовые или месячные оценки (1) (влажного+сухого) отложения ионов из атмосферы; (2) объемов сброса и трасс потоков внутри водосбора; (3) биологического производства, удаления и трансформации ионов; (4) внутренних источников и приемников ионов от реакций эрозии или осаждения; и (5) климатических данных. Постоянными параметрами в модели являются физические и химические характеристики почв и поверхностных вод, а также термодинамические постоянные. Модель калибруется при помощи показателей поверхностной воды и химии почвы, констатированных для заданного периода.

Модель MAGIC была модифицирована и расширена несколько раз по сравнению с первоначальной версией 1984 года. В частности, к модели были добавлены органические кислоты (5-я версия; Cosby et al. 1995a) и, совсем недавно, азотные процессы (7-я версия; Cosby et al. 2001).

MAGIC широко применялась и тестировалась в течение 15-летнего периода на многих участках и во многих регионах по всему миру. В целом модель показала себя крепкой, надежной и полезной в разнообразных научных и управленческих работах.

6.4 Входные данные и калибровка моделей

Прогон динамической модели является обычно наиболее время- и ресурсосберегающим этапом оценки. Больше времени уходит на истолкование выходных данных модели, но наиболее емким по времени является приобретение и подготовка входных данных. Прямо использовать лабораторные или литературные данные можно редко. Их надо предварительно обработать и интерпретировать. Для региональных применений в особенности не все данные измерений на местах имеются в наличии (или пригодны для непосредственного использования), и для получения необходимых входных данных из различных источников информации важно вести учет родословной, т.е. всей информационной цепочки, допущений и (умозрительных) моделей, использованных для получения данного числа. Следует также оценивать, протоколировать и обнародовать ненадежность данных.

Как и с критическими нагрузками, для достижения политической поддержки работы, ориентированной на последствия по Конвенции LRTAP, выходные данные динамических моделей будут в большинстве случаев отражать не какой-то отдельный участок, а больший ареал, напр., лес, а не единичное древонасаждение. Вот почему некоторые переменные надо «сглаживать», чтобы делать их представительными для большего ареала. Например, (прогнозируемое) впитывание питательных веществ (азота и основных катионов) для роста растений должно отражать (прогнозируемое) среднее впитывание леса по всему данному ареалу, а не последовательность сбора урожая и отрастания в каком-то отдельном месте.

6.4.1 Входные данные

Входные данные, нужные для работы с динамическими моделями, зависят от модели, но всем из них в целом нужны следующие (минимальные) данные, которые можно обобщенно объединить в две группы: входящие и выходящие потоки и свойства почвы. Отметим, что эта разбивка входных данных на группы зависит от рассматриваемой модели. Например, в модели SMART и MAGIC эрозия должна быть представлена как (постоянная) входная информация, тогда как в модели SAFE она вычисляется внутренне по свойствам почвы и зависит от состояния почвы (напр., pH). Некоторые входные данные (они описаны в гл. 5) нужны также в модели SMB для расчета критических нагрузок. Эта же глава сосредоточивается на дополнительных данных и параметрах, нужных для работы динамических моделей. Важнейшими параметрами почвы является катионообменная способность (CEC), насыщенность основаниями и константы обмена (или селективности), описывающие катионный обмен, а также параметры, описывающие удержание азота и ад-/десорбцию сульфата, поскольку эти параметры определяют долгосрочное поведение (восстановление) почв.

В идеале, все входные данные выводятся прямо из измерений. Это обычно неосуществимо для региональных применений моделей, когда входные данные приходится выводить из взаимоотношений (функции преобразования) с основной (картографической) информацией. В этой главе мы даем информацию о входных данных, необходимых для работы с моделью VSD, а значит, в более широком смысле, и с другими моделями. Описания и технические подробности входных данных для этих моделей можно найти в Posch et al. (1993) для модели SMART, в Cosby et al. (1985а) для модели MAGIC и в Alveteg and Sverdrup (2002) для модели SAFE.

В большинстве представленных здесь функций, (почво-)преобразования почвы – а точнее, группы почв – охарактеризованы несколькими свойствами: преимущественно органическим углеродом и глинистым содержанием в минеральной почве (см. тж. Рис. 6.3). Содержание органического углерода, *С*_{org}, можно оценить в 0,5 или 0,4 от содержания органического вещества в гумусном или

в минеральном слое почвы соответственно. Если *C*_{org}>15%, почва считается *торфяной*. Минеральная почва называется здесь *песком* (или песчаной почвой), если содержание глины ниже 18% (почвы грубой текстуры; см. тж. табл 5-6); в противном случае она называется *глиной* (или глинистой/суглинной почвой). Лессовые почвы – это почвы, состоящие более чем на 50% из ила, т.е. *глины* + *песка* <50% (поскольку *глина*+ил+*песок* = 100%).



Рис. 6.3: Иллюстрация базового состава профиля почвы: почвенная вода, органическое вещество (органический углерод) и минеральная почва, характеризуемая своими глиной, илом и песчаной фракцией (глина+ил+песок=100%). [Легенда, слева направо и сверху вниз: "содержание воды, органический углерод, не-С органическое вещество, объем, масса"; *clay* "глина", *sand* "песок", *silt* "ил"]

6.4.1.1 Усреднение свойств почвы

Для моделей с однослойной почвой, таких как VSD, SMART или MAGIC, требуются усредненные профильные величины некоторых параметров, и в полученных формулах для средней объемной массы выводятся значения емкости катионного обмена и насыщенности основаниями.

Для заданного профиля почвы принимается, что имеются измерения объемной массы ρ_l (г/см³), катионообменной способности CEC_l (мг-экв/кг) и насыщенности основаниями $E_{BC,l}$ для *n* (однородных) горизонтов почвы толщиной z_l (l=1,...,n). Разумеется, общая толщина (глубина почвы) z выражена так:

(6.21)
$$z = \sum_{l=1}^{n} z_{l}$$

Средняя объемная масса ρ профиля выводится из сохранения массы (на единицу поверхности):

(6.22)
$$\rho = \frac{1}{z} \sum_{l=1}^{n} z_l \cdot \rho_l$$

Средняя катионообменная способность *CEC* должна рассчитываться так, чтобы полное число участков обмена (на ед. площади) выражалось формулой $z \cdot \rho \cdot CEC$. Это приводит к следующей формуле среднепрофильной катионообменной способности:

(6.23)
$$CEC = \frac{1}{z \cdot \rho} \sum_{l=1}^{n} z_l \cdot \rho_l \cdot CEC_l$$

Тогда для среднепрофильной насыщенности основаниями *E*_{BC} получаем:

(6.24)
$$E_{BC} = \frac{1}{z \cdot \rho \cdot CEC} \sum_{l=1}^{n} z_l \cdot \rho_l \cdot CEC_l \cdot E_{BC,l}$$

Следует заметить, что для водных экосистем эти параметры надо также усреднить по площади наземного водосбора.

6.4.1.2 Данные, используемые также для расчетов критической нагрузки

В этом подразделе мы описываем те входные данные, которые используются также в расчетах критических нагрузок (подробнее см. в гл. 5, особ. 5.3.1.3 и 5.3.2.3). В то время как для расчетов критических нагрузок и превышения нужны эти данные на определенный момент времени (или для установившегося состояния), для динамического моделирования требуется их прошлое или будущее развитие по времени.

Отложение:

Неантропогенные отложения основных катионов (установившегося состояния) и хлоридов включены в определение кислотностной критической нагрузки. Для динамических моделей потребовались бы временные серии прошлых и будущих отложений. Однако в настоящее время не имеется прогнозов по этим элементам в европейском масштабе. Поэтому в большинстве случаев использования моделей будущие (и прошлые) отложения основных катионов принимаются равными нынешним.

Серные и азотные отложения учитываются лишь в расчетах превышения критических нагрузок, но их развитие по времени является движущей силой каждой динамической модели. Недавно были исчислены временные серии серных и азотных отложений на сетке EMEP²-150 за период 1880-1990 гг. При этом использовались опубликованные оценки исторических выбросов (Schöpp et al. 2003) и 12-летние матрицы среднего переноса, выведенные из модели атмосферного переноса EMEP/MSC-W, основанной на функции Лагранжа. Сценарии будущего серного и азотного отложения поступают от интегральных оценочных моделировщиков на основании моделирования атмосферного переноса EMEP.

Если модель отложения дает только среднетабличные показатели, модель (поправки) местного отложения может вычислить местное отложение по средним табличным показателям, особенно для лесных почв, где действительное (большее) отложение зависит от типа и возраста деревьев (из-за «фильтрации» отложения пологом). Примером такой модели является модель MAKEDEP, входящая также в модельную систему SAFE (Alveteg and Sverdrup 2002).

² EMEP: Кооперативная программа по мониторингу и оценке переноса воздушных загрязнителей на большие расстояния в Европе (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe). [Прим. перев.]

Впитывание:

Долгосрочные средние значения чистого впитывания азота и основных катионов на рост леса нужны также для расчета критических нагрузок. Источники данных и процедура расчета приведены в гл. 5. В простых динамических моделях эти процессы описаны как функция действительного и ожидаемого роста леса. Это требует дополнительных сведений о возрасте и скорости роста леса, и количество необходимых данных во многом зависит от того, моделируется ли полный питательный цикл или рассматриваются только источники и приемники в чистым виде.

Рассматривая чистое удаление через рост леса, как в моделях VSD, SMART и MAGIC, можно вывести из таблиц урожайности для рассматриваемого вида деревьев урожай (рост леса) при определенном возрасте. Содержание элементов в стволах (и, возможно, в ветвях) должно быть таким же, как то, которое используется в расчетах критической нагрузки (см., напр., табл. 5-2). Если моделируется цикл питательных веществ, как в модели SAFE, небходимы данные о скоростях опадания, скоростях корневого оборота, о содержании питательных веществ в опаде (опавших с дерева листьях/хвое) и мелких корнях. Такие данные очень зависят от видов деревьев и от состояния участка. Компиляции таких данных можно найти в De Vries et al. (1990) и Jacobsen et al. (2002).

Водопоток и почвенная влага:

Данные о водопотоке, нужные для однослойных моделей, ограничиваются избытком осадков, покидающим корневую зону (см. гл. 5), тогда как многослойным моделям требуются водопотоки для каждого слоя почвы вплоть до дна корневой зоны. Для простых динамических моделей водопотоки могли бы рассчитываться отдельной гидрологической моделью с однодневным или месячным шагом премени, с последующим накоплением в годовые значения. Пример такой модели – WATBAL (Starr 1999), модель водного баланса емкостного типа для лесистых насаждений/участков, работающая с месячным шагом и основанная на следующем водобалансном уравнении:

$$(6.25) Q = P - ET \pm \Delta SM$$

где Q = избыток осадков, P = осадки, ET= эвапотранспирация, $\pm \Delta SM$ = изменения влагосодержания почвы. WATBAL использует относительно простые входные данные, которые либо непосредственно имеются в наличии (напр., ежемесячные осадки и температура воздуха), либо могут быть выведены из других данных при помощи функций преобразования (напр., наличная водоемкость почвы).

В любой динамической модели, включающей массовый баланс элементов, требуется также информация о влагосодержании почвы. Она тоже получается на выходе гидрологической модели (см. *SM* в уравн. 6.25) или оценочным путем из других свойств участка. Приблизительное среднегодовое влагосодержание почвы θ (м³/м³) можно получить как функцию глиносодержания (см. Brady 1974):

(6.26)
$$\theta = \min\{0.04 + 0.0077 \cdot лина, 0.27\}$$

т.е., для содержания глины свыше 30% принимается постоянная величина в 0,27. Следует отметить, что большинство моделей довольно нечувствительны к значению θ .

Эрозия основных катионов:

Разнообразные возможности для оценки скоростей эрозии основных ионов, являющихся ключевыми входными данными и для расчетов критической нагрузки, обсуждаются и приводятся в гл. 5.

Минерализация и (де)нитрификация:

Для подробных моделей требуются константы скоростей (а возможно и другие параметры) минерализации, нитрификации и денитрификации, но простые модели в большинстве своем используют коэффициенты от 0 до 1, которые рассчитывают нитрификацию и денитрификацию, как долю (чистого) поступления азота.

Как и в расчете критических нагрузок (модель SMB), в модели VSD нитрификация считается полной (доля нитрификации составляет 1,0), а доли денитрификации можно найти в табл. 5-3. Минерализация в отдельности не рассматривается; она учтена в расчетах чистой иммобилизации.

Для полного профиля почвы доля нитрификации в лесных почвах находится в основном между 0,75 и 1,0. Это следует из измерений соотношений NH_4/NO_3 ниже корневой зоны высококислотных голландских лесов с очень высокими поступлениями в нач. 90-х гг.; эти соотношения почти всегда оказывались ниже 0,25 (De Vries et al. 1995). Обычно, 50% поступления NH_4 нитрифицируется над минеральной почвой, в гумусном слое (Tietema et al. 1990). В сущности, доля нитрификации включает в себя последствие как нитрификации, так и предпочтительного впитывания аммония.

<u>Равновесие Al-H</u>:

Постоянные, необходимые для количественного определения равновесия между [Al] и [H] в почвенном растворе, обсуждаются и представлены в гл. 5 (табл. 5-9), т.к. они тоже нужны для расчетов критических нагрузок. Для моделей, учитывающих комплексацию алюминия с органическими ионами, таких, как MAGIC и SMART, полезные параметры можно найти, напр., в Driscoll et al. (1994).

6.4.1.3 Данные, необходимые для моделирования катионного обмена

Катионный обмен является ключевым процессом для всех почвенных динамических моделей (см. подразд. 6.2.3.1). Чтобы можно было рассчитать обмен, нужны такие данные:

- бассейн обменных катионов, являющийся продуктом толщины слоя, объемной массы, емкости катионного обмена (СЕС) и фракций обменных катионов;
- постоянные катионного обмена (коэффициенты избирательности).

Желательно, чтобы эти данные брались из замеров. Такие замеры обычно делются для нескольких горизонтов почв. В однослойных моделях, таких как VSD, эти данные надо должным образом усреднить по всей глубине почвы (корневой зоны; см. уравн. 6.21-6.24).

При отсутствии измерений различные данные, необходимые для вычисления бассейна обменных катионов для важнейших типов лесных почв, можно вывести экстраполированием точечных данных при помощи функций преобразования между объемной массой, СЕС и насыщенностью основаниями и основными характеристиками земли и почвы, такими как тип почвы, горизонт почвы, содержание органических веществ, механический состав почвы и т.д.

Объемная масса почвы:

Если результаты измерений отсутствуют, объемная масса почвы ρ (г см⁻³) можно определить из следующей функции преобразования:

(6.27)
$$\rho = \begin{cases} 1/(0.625 + 0.05 \cdot C_{org} + 0.0015 \cdot clay) & для & C_{org} \le 5\% \\ 1.55 - 0.0814 \cdot C_{org} & для & 5\% < C_{org} < 15\% \\ 0.725 - 0.337 \cdot \log_{10} C_{org} & для & C_{org} \ge 15\% \end{cases}$$

где C_{org} – содержание органического углерода, а *clay* – содержание глины (оба в %). Верхнее уравнение для минеральных солей основано на данных из Hoekstra and Poelman (1982), нижнее уравнение для торфян(ист)ых почв выведено из Van Wallenburg (1988), а среднее уравнение является линейной интерполяцией (при *clay*=0) между верхним и нижним (Reinds et al. 2001).

Катионообменная способность (СЕС):

Значение СЕС зависит от pH почвы, при котором делались измерения. Как следствие, имеется разница между неамортизированными значениями СЕС, измеренными при действительном pH почвы, и амортизированными значениями, измеренными при стандартном pH, таком как 6,5 или 8,2. В VSD (и многих других моделях) постоянные обмена соотносятся с СЕС, измеренной в амортизированном растворе для стандартизации до единого значения pH (напр., pH=6,5 как верхнего предела некарбонатных почв). Действительную СЕС можно вычислить из pH и из содержания глины и органического углерода согласно уравнению (по Helling et al. 1964):

(6.28)
$$CEC(pH) = (0.44 \cdot pH + 3.0) \cdot clay + (5.1 \cdot pH - 5.9) \cdot C_{arg}$$

где *CEC* – катионообменная способность (мг-экв/кг), *clay* – содержание глины (%), а C_{org} – содержание органического углерода (%). В этом уравнении *pH* должно быть как можно ближе к измеренному pH почвенного раствора. Для песчаных почв содержание глины в ур. 6.28 можно принять равным нулю. Типичные средние содержания глины в зависимости от класса текстуры, представленные в классификации почв ФАО (FAO 1981), приведены в табл. 6-2. Значения C_{org} располагаются между 0,1% для песчаных почв (Qc) и 50% для торфяных почв (Od).

Класс текстуры	Название	Определение	Среднее содержание глины (%)	Типичная насыщенность основаниями (%)
1	легкая	глина < 18% и песок ≥ 65%	6	5
2	средняя	глина < 35% и песок ≥ 15%;	20	15
3	средне- тяжелая	но глина ≥ 18% если песок ≥ 65% глина < 35% и песок < 15%	20	20
4	тяжелая	35% ≤ глина < 60%	45	50
5	очень	глина ≥ 60%	75	50
9	тяжелая органичес кие почвы	почвы типа О	5	10-70

Таблица 6-2: Средние содержания глины и типичная насыщенность основаниями в зависимости от класса механического состава (текстуры) почвы (см. табл. 5-6).

Расчетная $CEC(pH_{measured})$, т.е. СЕС из уравн. 6.28 при помощи измеренных (для конкретного объекта) C_{org} , *clay* и *pH*, не всегда совпадает с измеренной СЕС, $CEC_{measured}$, и, таким образом, расчетная СЕС при *pH*=6,5, *CEC*(6,5) не согласовывалась бы с нею. Тем не менее, уравн. 6.28 можно использовать, чтобы *пересчитать* измеренную СЕС до некоторого значения при pH=6,5, т.е. до значения, нужного для моделирования, следующим образом:

(6.29)
$$CEC_{pH=6.5} = CEC_{measured} \cdot \frac{CEC(6.5)}{CEC(pH_{measured})}$$

Этот метод пересчета измеренных данных с учетом отношения (или разности) выходных данных модели широко используется при работе с глобальными изменениями для получения, к примеру, (метеорологических) данных о климатических изменениях, согласующихся с данными наблюдений.

Доля обменных основных катионов (насыщенность основаниями):

В большинстве моделей используется сборное выражение для обмена катионов, делающее различие только между H, Al и основными катионами (VSD, SMART и SAFE). Как и в случае с содержанием глины, данные для долей обменных катионов, или, в некоторых случаях, только насыщенность основаниями, могут основываться на сведениях от национальных систем информации о почве, а в отсутствие таковых, на карте почв Европы ФАО ООН (FAO 1981). Данные основной насыщенности варьируют от 5-25%, в относительно кислых лесных почвах, до более 50% в хорошо амортизированных почвах. Очень приближенное указание насыщенности основаниями в зависимости от класса механического состава почвы дано в последней колонке табл. 6-2. Это соотношение основано на данных о лесных почвах, приведенных в ФАО (1981) и в Gardiner (1987). Более высокий класс текстуры отражает более высокое содержание глины, что подразумевает увеличение скорости эрозии, что подразумевает более высокую насыщенность основаниями. В органических почвах насыщенность основаниями считается равной 70% для эвтрофных влажных почв (histosols) (Oe) и 10% для дистрофных влажных почв (Od).

В идеале, используются только измеренные СЕС и данные об обменных катионах. Однако, при отсутствии данных о первоначальной насыщенности почв основаниями для регионального (национального) приложения модели, их можно вывести из соотношения с экологическими факторами. Такое упражнение было выполнено с помощью европейской базы данных, содержащей приблизительно 5300 данных по химии почвы для органического слоя и верхнего слоя лесной почвы (0-20см), собранных по систематической сетке 16×16 км² (лесная сетка ICP, уровень I; Vanmechelen et al. 1997). Соотношение регрессии для оценки основной насыщенности E_{BC} (представленной дробью между 0 и 1) имеет вид:

(6.30a)
$$E_{BC} = \frac{1}{1 + e^{-B}}$$

при

$$B = a_0 + a_1$$
(группа почв) + a_2 (порода дерева) + $a_3 \cdot$ высота + $a_4 \cdot \ln(возраст)$
(6.30b) + $a_5 \cdot$ температура + $a_6 \cdot ($ температура)² + $a_7 \cdot \ln($ осадки)
+ $\sum_{k=8}^{k=11} a_k \cdot \ln($ отложение_k) + $\sum_{k=12}^{k=15} a_k \cdot \ln($ фракция отложения_k)

где 'ln' – натуральный логарифм, lt(x)=ln(x/(1–x)), а члены a_k 's – коэффициенты регрессии. Анализ регрессии проводился при помощи т. наз. процедуры Select. Эта процедура сочетает качественные прогнозирующие переменные, такие как виды деревьев и/или тип почвы, с количественными переменными, сочетая также прогрессивно-направленный отбор, начиная с модели с одной переменной прогнозирования, с ретро-направленным устранением, начинающимся с модели, содержащей все прогнозирующие переменные. «Наилучшая» модель основывалась на комбинации процента объясненной дисперсии, которая должна быть высокой, и количеством прогнозирующих переменных, которое должно быть низким. Дальнейшую информацию об этой процедуре можно найти в Klap et al. (2004). В табл. 6-3 приведены результаты анализов. Объясненная дисперсия по основной насыщенности составила прибл. 45%.

Примечание: При отсутствии данных можно также рссчитать основную насыщенность как максимум (i) отношения с вышеприведенными экологическими факторами и (ii) равновесия при текущих уровнях отложения SO₄, NO₃, NH₄ и основных катионов. Особенно в Южной Европе, где кислотное отложение относительно низко, а поступление основных ионов высоко, насыщенность основаниями в равновесии с текущей нагрузкой может оказаться выше величины, рассчитанной по уравн. 6.30.

Таблица 6-3: Коэффициенты для оценки основной насыщенности и соотношения C/N в минеральном верхнем слое почвы (0-20см) и органическом слое (согласно Klap et al. 2004; Примеч.: (а) астериск помечает отложения, исправленные морской солью, (b) отложения<0,1 должны приниматься = 0,1 во избежание потери разрядов в уравнениях).

Прогнозирующая переменная	и Насыщенность Отнош. С/N		Отнош. С/N	Коэффициенты в	
	основаниями	(орг. слой)	(минер. врх.	уравн. 6.30 и 6.31	
	(минер. врх.		слой)		
	слой)				
Константа	3.198	3.115	1.310	a_0	
<u>Группа почвы:</u>					
песчаные	0	0	0	a_1	
суглинки/глинистые	0.297	-0.807	-0.279	a_1	
торфяные	0.534	-0.025	-0.312	a_1	
Виды деревьев:					
сосна	0	0	0	a_2	
ель	-0.113	-0.158	-0.093	a_2	
дуб	0.856	-0.265	-0.218	a_2	
бук	0.591	-0.301	-0.218	<i>a</i> ₂	
<u>Условия участка:</u>					
Высота [м]	-0.00014	-0.00008	-0.000136	a_3	
Возраст [год]	0	0.025	0.096	a_4	
Метеорология:					
Температура [°С]	0	-0.0078	-0.041	a_5	
Температура ² [° C^2]	0	0.00095	0.0014	a_6	
Осадки [мм/год]	0	0.178	0.194	a_7	
Отложение:					
Na [г-экв/га/год]	-0.223	0	0.080	a_8	
N -сумм (= $NO_v + NH_z$) [г-					
экв/га/год]:					
песчаные почвы	0	-0.150	-0.019	<i>a</i> ₉	
су-/глинистые почвы	0	-0.032	0	<i>a</i> ₉	
торфяные почвы	0	-0.136	0	a_9	
Кислоты (=SO _x *+N-сумм) [г-	-1.025	0	0	a_{10}	
экв/га/год]					
Bc [*] (=Ca [*] +Mg [*] +K [*]) [Γ-	0.676	0	0	a_{11}	
экв/га/год]					
<u>Фракции отложения:</u>					
<i>NH_z / Кислоты</i> [-]:					
песчаные почвы	0	0	0	a_{12}	
су-/глинистые почвы	-0.494	0	0	a_{12}	
торфяные почвы	-0.896	0	0	a_{12}	
NH _z /N-сумм. [-]	0	0.102	0.120	a_{13}	
Ca [*] /Bc [*] [-]	1.211	0	0	a_{14}	
Mg [*] /Bc [*] [-]	0.567	0	0	a_{15}	

Постоянные обмена (коэффициенты избирательности):

Во многих моделях обмена (таких, как VSD, SMART и SAFE) H, Al и основные катионы представлены, но в MAGIC каждый основной катион (Ca, Mg, K, Na) моделируется в отдельности. Кроме того, катионный обмен в SMART и MAGIC базируется на уравнениях Гейнса-Томаса, в SAFE он описан обменными реакциями Гапона, а в модели VSD пользователь может выбрать один из двух предыдущих способов. Постоянные обмена можно вывести из одновременного измерения важнейших катионов (H, Al, Ca, Mg, K и Na) у адсорбционного комплекса и в почвенном растворе.

При помощи более чем 800 таких замеров на голландских почвах были составлены обширные таблицы постоянных обмена для песчаных, лессовых, глинистых и торфяных почв, вместе с их

стандартными отклонениями и соотношениями для всех комбинаций H, Al и основных катионов (De Vries and Posch 2003). Эти данные отражают большое предпочтение этого комплекса в отношении протонов по сравнению со всеми остальными одновалентными катионами, и показывают, что относительные вклады K, Na и NH₄ в адсорбционном комплексе очень низки. Результаты для логарифмов (log₁₀) постоянных обмена, используемых в модели VSD, как по методу 'Gaines-Thomas', так и по методу 'Gapon', вместе с их стандратными отклонениями ('stddev'), приведены в табл. с 6-4 по 6-7. О переводе в другие единицы измерения, см. Приложение III.

Таблица 6-4: Среднее и стандартное отклонения логарифмических постоянных обмена **H** на **Ca+Mg+K** как функция глубины почвы для песчаных, лессовых, глинистых и торфяных почв (моль/л)⁻¹ (по Гейнсу-Томасу).

Слой	Песок		Aecc		Глина		Торф	
(см)	среднее	stddev	среднее	stddev	среднее	stddev	среднее	stddev
0-10	5.338	0.759	5.322	0.692	6.740	1.464	4.754	0.502
10-30	6.060	0.729	5.434	0.620	6.007	0.740	4.685	0.573
30-60	6.297	0.656	-	-	6.754	0.344	5.307	1.051
60-100	6.204	0.242	5.541	0.579	7.185	-	5.386	1.636
0-30	5.236	0.614	5.386	0.606	6.728	1.373	4.615	0.439
0-60	5.863	0.495	-	-	6.887	1.423	4.651	0.562

Таблица 6-5: Среднее и стандартное отклонения логарифмических постоянных обмена Al на Ca+Mg+K как функция глубины почвы для песчаных, лессовых, глинистых и торфяных почв (моль/л)⁻¹ (по Гейнсу-Томасу)

Слой	Песок		Aecc		Глина		Торф	
(см)	среднее	stddev	среднее	stddev	среднее	stddev	среднее	stddev
0-10	2.269	1.493	1.021	1.147	1.280	1.845	0.835	1.204
10-30	3.914	1.607	1.257	0.939	-0.680	1.152	0.703	0.968
30-60	4.175	1.969	-	-	-3.070	0.298	0.567	1.474
60-100	2.988	0.763	1.652	1.082	-2.860	-	0.969	1.777
0-30	2.306	1.082	0.878	1.079	0.391	1.555	0.978	0.805
0-60	2.858	1.121	-	-	-0.973	1.230	0.666	0.846

Таблица 6-6: Среднее и стандартное отклонения логарифмических постоянных обмена **H** на **Ca+Mg+K** как функция глубины почвы для песчаных, лессовых, глинистых и торфяных почв (моль/л)^{-1/2} (по Гапону)

Слой	Песок		Aecc		Глина		Торф	
(см)	среднее	stddev	среднее	stddev	среднее	stddev	среднее	stddev
0-10	3.178	0.309	3.138	0.268	3.684	0.568	2.818	0.199
10-30	3.527	0.271	3.240	0.221	3.287	0.282	2.739	0.175
30-60	3.662	0.334	-	-	3.521	0.212	2.944	0.382
60-100	3.866	0.125	3.232	0.251	3.676	-	3.027	0.672
0-30	3.253	0.311	3.170	0.206	3.620	0.530	2.773	0.190
0-60	3.289	0.340	-	-	3.604	0.654	2.694	0.170

Таблица 6-7: Среднее и стандартное отклонения логарифмических постоянных обмена **Al** на **Ca+Mg+K** как функция глубины почвы для песчаных, лессовых, глинистых и торфяных почв (моль/л)^{1/6} (по Гапону).

Слой	Песок		Aecc		Глина		Торф	
(см)	среднее	stddev	среднее	stddev	среднее	stddev	среднее	stddev
0-10	0.306	0.440	0.190	0.546	-0.312	0.738	-0.373	0.350
10-30	0.693	0.517	0.382	0.663	-0.463	0.431	-0.444	0.255
30-60	0.819	0.527	-	-	-1.476	0.093	-0.740	0.336
60-100	1.114	0.121	0.390	0.591	-1.795	-	-0.867	0.401
0-30	0.607	0.472	0.221	0.647	-0.609	0.731	-0.247	0.404
0-60	0.199	0.633	-	-	-1.054	0.362	-0.551	0.210

Следует отметить, что постоянные обмена широко варьируют, а для многих участков они неизвестны. Поэтому в большинстве моделей (SAFE, MAGIC, но также и VSD) они калибруются по измерениям насыщенности основаниями (и концентраций почвенного раствора).

6.4.1.4 Данные, нужные для балансов азота, сульфата и алюминия

Отношение C/N:

Данные для отношения C/N обычно колеблются от 15 в тучных почвах с высокой гумификацией до 40 в почвах с низкими поступлениями N и меньшей гумификацией. Некоторые значения можно также получать из результатов анализа регрессии, подобного проводящемуся для основной насыщенности согласно:

(6.31)

$$\ln(C/N - \text{отношение}) = a_0 + a_1(группа почв) + a_2(порода дерева) + a_3 \cdot высота + a_4 \cdot \ln(возраст) + a_5 \cdot температура + a_6 \cdot (температура)^2 + a_7 \cdot \ln(осадки) + \sum_{k=8}^{k=11} a_k \cdot \ln(отложение_k) + \sum_{k=12}^{k=15} a_k \cdot \operatorname{lt}(фракция отложения_k)$$

где 'ln' – натуральный логарифм, a lt(x) = ln(x/(1-x)).

Результаты анализа, проведенного на тех же наборах данных, что и в разделе, посвященном насыщению основаниями, приведены в табл. 6-3. Дальнейшая информация о процедуре дана в Klap et al. (2004).

Сорбционная способность для сульфата и постоянная полунасыщения:

Значения максимальной сорбционной способности для сульфата, S_{max} , может соотноситься с содержанием алюминия (мг-экв кг⁻¹), извлекаемого из оксалата согласно (Johnson and Todd 1983):

$$(6.32) S_{max} = 0.02 \cdot Al_{ox}$$

Оценки содержания алюминия, извлекаемого из оксалата, даны ниже. Постоянные адсорбции или полунасыщения для сульфата, $S_{1/2}$, могут выводиться из литературной информации (напр., Singh and Johnson 1986, Foster et al. 1986). Разумное среднее значение: 1,0 г-экв/м³.

Содержание гидроксида Al:

Данные по содежанию алюминия, извлекаемого из оксалата (содержание наличного гидроксида Al), часто имеются в национальных системах информации по почвам, таких как система информации по почвам Нидерландов. В песчаных почвах содержание гидроксида алюминия (в мгэкв/кг) главным образом колеблется между 100-200 для А-горизонтов, между 200-350 для Вгоризонтов и между 50-150 для С-горизонтов (коренная порода, De Vries 1991).

6.4.2 Калибровка модели

Если бы все входные параметры, начальные условия и движущие силы были известны, выбранная модель описывала бы будущее развитие химического статуса почвы для любого заданного сценария отложения. Однако в большинстве случаев несколько из параметров известны плохо, так что многие модели, т.е. плохо известные параметры в конкретной модели, надо «калибровать». Метод калибровки зависит от модели и/или от объекта ее применения.

В стандартных применениях моделей MAGIC и SAFE принимается, что во времена, предшествовавшие подкислению (скажем, в 1850 г.), поступление ионов находилось в равновесии (установившемся состоянии) с химией (раствора) почвы. Кроме того, принимается, что история отложения всех (восьми) ионов известна (правильно реконструирована).

В SAFE скорости эрозии и впитывания/чистого удаления азота и основных катионов рассчитываются внутри модели (см. выше). Только симулируемая (нынешняя) основная насыщенность увязывается с данными наблюдений (в каждом слое почвы) путем подстройки коэффициента(-ов) катионообменной избирательности. Увязка симулируемых и наблюдаемых концентраций почвенного раствора не входит в стандартную процедуру калибровки.

Калибровка MAGIC – поэтапный процесс, в котором сначала балансируются поступление и уход тех ионов, которые, как предполагается, действуют консервативно в водосборе (обычно, только Cl). Затем увязываются концентрации анионов в поверхностных водах; это делается путем подстройки чистого удержания (азота) на водосборе и почвенной адсорбции (серы), если это уместно. В третьих, увязываются концентрации четырех важнейших индивидуальных основных катионов в реке и на твердой фазе почвы (выраженные в процентах от емкости катионного обмена) путем подстройки коэффициентов катионообменной избирательности и скоростей эрозии основных катионов. И наконец, увязываются рН поверхностной воды, концентрации Al и органических анионов; это делается путем подстройки коэффициента растворимости алюминия и суммарной концентрации органических кислот в поверхностной воде.

И в MAGIC, и в SAFE программы автоматической калибровки являются важной частью системы модели. Для модели SMART в настоящее время такой программы автоматической калибровки нет. На сегодняшний день в приложениях моделей к конкретным объектам калибровка производится методом проб и ошибок, и в европейских приложениях начальная насыщенность основаниями в 1960 г. выведена из функций преобразования, что позволяет избежать реконструкции отложений, имевших место до 1960 г. Для модели VSD выполнялась та же программа калибровки, что и для SAFE; подробности можно найти в Posch and Reinds (2004), а также в файле «Помощь» программы 'VSD-Studio' (имеющейся на www.rivm.nl/cce).

6.5 Расчеты моделей и представление результатов моделей

Как говорилось выше, самым трудным является не сам прогон модели, а выведение и подготовка входных данных (файлов) и инициализация/калибровка модели. Однако, и особенно для региональных применений, т.е. для прогона на многих объектах, требуется дополнительная работа для помещения модели – зачастую разработанной в приложении к одному-единственному объекту – в соответствующие рамки (баз данных), что облегчило бы эффективную обработку входных и выходных данных.

6.5.1 Использование динамических моделей для интегральной оценки

В конечном счете, в рамках Конвенции LRTAP необходимо установить связь между динамическими моделями и моделями интегральноой оценки. Ниже представлено несколько способов взаимодействия с моделями интегральной оценки (ИО).

Анализы сценариев:

Выходные данные сценария отложений из моделей ИО используются «сообществом изучения эффектов» (международными проектами сотрудничества) в качестве входных данных

динамических моделей для анализа их воздействия на (европейские) почвы и поверхностные воды. Результаты (время восстановления, т.д.) сообщаются обратно «сообществу ИО».

Имеющиеся сейчас динамические модели хорошо подходят для этой задачи. Вопрос в том, как подытожить получаемую из них информацию в европейском масштабе. Кроме того, «время оборота» такого анализа, т.е. время между получением сценариев отложения и возвращением отчета о результатах динамических моделей, окажется долгим в рамках Конвенции LRTAP.

Функции отклика:

Функции отклика – это предварительно обработанные пробеги динамической модели для большого числа правдоподобных будущих картин отложений, и результаты для каждого (разумнодопустимого) отложения можно получить из них интерполированием. Такие функции отклика заключают в себе поведение некоторого объекта по времени для достижения определенного (химического) состояния. Сочленяя их с моделями ИО, можно оценить отклик объекта на широкий диапазон картин отложений.

Рис.6.4 отображает один пример: на ней изображены изолинии годов («изохроны восстановления»), в которые впервые достигается Al/Bc=1, при данной комбинации снижения процентного отложения (вертикальная ось) и года осуществления (горизонтальная ось). Снижения выражены в процентах к отложению 2010 года после выполнения Гетеборгского протокола, а «год осуществления» (*"implementation year"*) подразумевает полное осуществление этого дополнительного снижения. Например, снижение на 44% отложения 2010 г., полностью осуществленное к 2020 г., приведет к (химическому) восстановлению к 2040 г. (штриховая линия на Рис. 6.4). Отметим, что для взятого в этом примере объекта восстановление невозможно [*"no recovery"*], если отложение не будет снижено более чем на 18% от уровня 2010 г.



Рис. 6.4: Пример «изохрон восстановления» для единичного объекта. Вертикальная ось выражает дополнительное снижение подкисляющего отложения после выполнения Гетеборгского протокола в 2010 г. (в %% от уровня 2010 г.), а горизонтальная ось – год, в котором эти дополнительные снижения полностью осуществлены. Изолинии помечены первым годом достижения показателя Al/Bc=1 при данной комбинации процента и года осуществленного снижения.

Учитывая то, как критические нагрузки были использованы в ИО в ходе переговоров о протоколах, вряд ли будет наблюдаться широкий разброс годов выполнения нового соглашения о снижении (обычно через 5-10 лет после вступления протокола в силу). Таким образом, для заданного года осуществления, вопрос будет стоять так: «Какое максимальное отложение допустимо для достижения восстановления, т.е. достижения (и сохранения!) желаемого химического состояния

(напр., Al/Bc=1) в предписываемом году?» Такое отложение называется намеченной нагрузкой и, в случае единичного загрязнителя, намеченные нагрузки можно, в принципе, узнать из информации, представленной на Рис. 6.4. На Рис. 6.5 намеченные нагрузки (в процентном снижении отложения с уровня 2010 г.) представлены явно как функции намеченного года при фиксированном 2020 годе осуществления (*implementation year*). Для случая с единичным загрязнителем, именно информации этого рода и должна быть сопряжена с моделями ИО.



Рис. 6.5: Требуемые снижения отложения (намеченные нагрузки) для некоторого объекта как функция намеченного года, т.е. года, в котором достигнуто восстановление (см. тж. Рис. 6.4). Год осуществления снижений: 2020. NB: для снижений, превышающих 74%, восстановление происходит еще до года осуществления. [*target year* "намеченный год"; ось ординат: "снижение отложений сверх Гетеборгского протокола, в %"; No recovery: "Восстановление невозможно"]

Вместе с тем, в отношении кислотности, химическое состояние почвы определяется отложениями и азота, и серы, и невозможно будет получить единственные пары N- и S-отложений для достижения предписанных параметров (подобных функциям критической нагрузки для кислотности). Таким образом, при помощи динамических моделей придется вывести **функции намеченных нагрузок** для серии намеченных лет и условиться о годах выполнения. Эти функции намеченных нагрузок, или выведенная из них пригодная статистика, передаются моделироващикам ИО, которые оценят их осуществимость (в смысле стоимости или имеющихся технологических возможностей снижения загрязнения).

Определение функций отклика, таких как намеченные нагрузки, не требует никаких изменений в существующих моделях как таковых; нужна лишь дополнительная работа, поскольку почвенные динамические модели надо прогнать многократно в прямом и/или обратном направлении, т.е. в итеративном режиме. Дальнейшее обсуждение этих проблем и возможных ловушек в расчетах намеченных нагрузок содержится в следующем подразделе (см. тж. Jenkins et al. 2003).

Интегрированная динамическая модель:

Самым «интимно»-тесным сочленением была бы интеграция динамической модели в модель ИО (напр. RAINS). Тогда она смогла бы стать интегральной частью анализов всех сценариев и оптимизационных прогонов. Широко используемые модели, такие как MAGIC, SAFE и SMART, не так просто включить в модели ИО, и они могут оказаться все еще слишком сложными для использования в оптимизационных прогонах. Напротив, очень простую динамическую модель можно было бы включить в модель ИО, уловив при этом существенные долговременные черты динамических моделей почвы. Это было бы сравнимо с процессом, который привел к простой озоновой модели, входящей в RAINS и выведенной из сложной фотоокислительной модели EMEP.

Однако даже это потребовало бы значительных усилий, не самое меньшее из которых – создание европейской базы данных для обеспечения работы модели.

6.5.2 Расчеты намеченной нагрузки

Как отмечалось выше, намеченные нагрузки, или функции намеченных нагрузок в случае подкисления, являются способом связать динамические модели с моделями интегрированной оценки, не в последнюю очередь из-за их сходства с функциями критических нагрузок (см. гл. 5). Если существует некая намеченная нагрузка, то существует и бесконечное разнообразие путей отложения для достижения этой намеченной нагрузки. Чтобы привнести порядок в это множество и сделать результаты сопоставимыми, мы определяем намеченную нагрузку как путь отложения, характеризующийся тремя числами (= годами): (i) годом протокола, (ii) годом осуществления, (iii) намеченным годом (см. Рис. 6.6). При надобности, этим терминам предпосылается пометка «динамическое моделирование» (DM), дабы отличить их от таких же терминов, используемых в циклах ИО.



Рис. 6.6: Пути отложения для расчета намеченных нагрузок динамическими моделями (DM) характеризуются тремя ключевыми годами. (i) Год, вплоть до которого (историческое) отложение является установленным (*protocol year = год протокола*); (ii) год, в котором полностью осуществлены снижения выбросов, ведущие к намеченной нагрузке (*DM implementation year=год осуществления DM*); и (iii) годы, когда должен быть достигнут химический критерий (*DM target years=намеченные годы DM*).

Указав намеченный год и год осуществления (еще не известной) намеченной нагрузки, надо прогнать модель несколько раз, пока не будет найдено отложение (=намеченная нагрузка), требуемое для достижения желаемого химического статуса в указанном намеченном году. Последующие примеры показывают различные случаи, возможные при расчете намеченных нагрузок, и что может случиться, если делать такие расчеты «вслепую». Для простоты мы ограничиваемся одним загрязнителем (отложением), но выводы сохраняют силу и для функций намеченных нагрузок.

В качестве примера, Рис. 6.7 показывает историю отложения (слева) и итоговое молярное соотношение Al/Bc (справа), смоделированное (моделью VSD) для трех разных почв, различающихся только своими CEC (40, 60 и 80 мг-экв/кг). В двух случаях отношение Al/Bc в 2010 г. выше критического значения (=1), а при CEC=80 оно оставалось в прошлом ниже критического. Для исследования будущего поведения этих почв мы снижаем отложение до критической нагрузки

(которая не зависит от СЕС) в течение «периода осуществления» (отмечен двумя вертикальными линиями на Рис. 6.7). Ясно, что при СЕС=80, соотношение Al/Bc остается ниже единицы, тогда как при CEC=60 оно падает ниже единицы в первые десять лет, а затем медленно растет снова в сторону критической величины. При CEC=40 соотношение Al/Bc остается заметно выше критического значения, со временем приближаясь к нему асимптотически. Во всех трех случаях приближение к критическому значению очень медленное.



Рис. 6.7: Развитие по времени кислотного отложения (слева) и соответствующего молярного соотношения Al/Bc (справа) для 3 почв с различными CEC. Две вертикальные линии разделяют 50 лет «истории», 10 лет выполнения (2010-2020 гг.) и будущее. Тонкими горизонтальными линиями показаны также критическая нагрузка и критическое значение (*Al/Bc*)_{crit}=1. Отложение падает до критической нагрузки внутри периода выполнения, а соотношения Al/Bc (медленно) приближаются к критическому значению.[*Dep* "отложение", *year* "год"]

Затем мы рассматриваем намеченные нагрузки для этих трех почв. На Рис. 6.8 показаны результаты расчетов намеченных нагрузок на 40 лет, т.е. $(Al/Bc)_{crit}$ =1 достигается в 2050 г. При CEC=40 мг-экв/кг намеченная нагрузка меньше критической, как и следовало ожидать. Однако при CEC=60 и 80 расчетные намеченные нагрузки оказываются выше критической. Как показывает Рис. 6.8, это бессмыслица: после достижения критического предела эти две почвы портятся и соотношение Al/Bc все растет и растет. Поскольку предполагается, что намеченные нагрузки будут защищать и *после* намеченного года, мы утверждаем, что, *когда бы расчетная нагрузка ни превышала критическую, ее следует устанавливать равной критической*.



Рис. 6.8: Намеченные нагрузки (намеченный год: 2050) для трех почв и полученное в результате соотношение Al/Bc (слева). NB: при CEC=60 и 80 намеченная нагрузка превышает критическую, даже сейчас (при CEC=80), когда (*Al/Bc*)_{crit}<1! Очевидно, что в таких случаях расчеты намеченных нагрузок не имеют смысла.

В свете вышеизложенных соображений мы определяем, что намеченная нагрузка – это отложение, при котором в намеченном году достигается и в дальнейшем удерживается (или улучшается) заранее определенный химический или биологический статус.

В этой связи, на Рис. 6.9 показана блок-схема с этапами расчета намеченной нагрузки. В первую очередь, для каждого объекта надо проверить, превышена ли критическая нагрузка (CL) в контрольном году (в нашем случае – 2010). Если «да» (как для почв с CEC=40 и 60 на Рис. 6.7), следующим шагом будет прогон динамической модели при отложении, равном критической нагрузке. Если в намеченном году химический критерий более не нарушается (напр., Al/Bc≤1), намеченная нагрузка равняется критической.



Рис. 6.9: Блок-схема процедуры расчета намеченной нагрузки (HH), позволяющая избежать упомянутых в тексте ловушек (напр., расчета намеченной нагрузки, допускающей нарушение критерия *после* намеченного года). [1 - «превышение КН в 2010 г.?»; 2 – «прогнать модель при КН до намеченного года»; 3 – «прогнать модель при отложении 2010 г. до намеченного года»; 4, 5, 7 – «Al/Bc>1 в намеченном году?»; 6 – «прогнать модель при нулевом отложении до намеченного года»; 8 – «намеченная цель недостижима»; 9 – «рассчитать HH (намеченную нагрузку); 10 – «снижения отложений не нужны»]

Если после прогона модели при отложении, равном критической нагрузке, критерий все еще нарушается, модель следует прогнать при «нулевом» отложении до указанного намеченного года. Под «нулевым» отложением понимается отложение достаточно малое, чтобы не способствовать подкислению (или эвтрофикации). В случае азота это значило бы, что N_{dep} устанавливается равным $CL_{min}(N)$, избегая таким образом проблем – напр., отрицательного влияния на рост леса в случае нулевого отложения азота.

Если после прогона модели при «нулевом» отложении критерий все еще нарушается в намеченном году, значит намеченной цели нельзя достигнуть в том году. В таком случае восстановления можно достичь только в последующие годы. Иначе существует и должна быть рассчитана намеченная нагрузка. Ее величина располагается где-то между нулем и критической нагрузкой.

Если критическая нагрузка не (или уже не) превышена в 2010 г. (как в почве с CEC=80 на Рис. 6.7), это *не* значит, что риск повреждения экосистемы уже устранен; это всего лишь значит, что в
дальнейшем, возможно долгое время спустя, химический критерий более не нарушается. Только если, вдобавок, в 2010 г. не нарушен химический критерий, тогда для этой экосистемы не требуется дальнейшего снижения выбросов. Далее, если модель работает при величине отложения 2010 г. до намеченного года, и если в том году критерий больше не нарушается, дальнейшие снижения выбросов не нужны. Если критерий все еще нарушается в намеченном году, процедура продолжается прогоном модели при «нулевом» отложении (см. Рис. 6.9)

Реализуя описанную выше процедуру, можно пропустить этап, на котором модель прогоняется при отложении, равном критической нагрузке (в случае превышения в 2010 г.), и начать непосредственно с расчета намеченной нагрузки (если существует намеченная нагрузка). И только потом можно проверить, превышает ли эта намеченная нагрузка CL (или равна CL) (см. почву с CEC=60 на Рис. 6.8). Тем не менее, ввиду того, что расчеты намеченных нагрузок требуют итеративного прогона модели, а также во избежание сюрпризов, вызванных погрешностями при округлении, имеет смысл не пропускать этот промежуточный этап.

Во всех расчетах намеченных нагрузок требует внимания вопрос о допущениях, связанных с конечными азотными буферами. Если допускается, что почва сможет, скажем, в течение 50 последующих лет иммобилизировать больше азота, чем это принимается в расчетах критической нагрузки, тогда намеченные нагрузки должны быть выше критических. Это может вызвать путаницу и требует тщательных объяснений.

Предыдущие соображения сохраняют силу и в случае, когда имеется два загрязнителя, такие как S и N для подкисления. Результатом будет тогда не одно значение намеченной нагрузки, а так наз. функция намеченной нагрузки, состоящая из всех пар отложения (N_{dep} , S_{dep}), для которых в избранном году достигнута цель. Это понятие очень похоже на функцию критической нагрузки (см. гл. 5). На Рис. 6.10 показаны примеры функций намеченных нагрузок для ряда намеченных лет.



Рис. 6.10: Пример функций намеченной нагрузки для некоторого объекта на пять различных намеченных лет. Показана также функция критической нагрузки объекта (штриховая линия). NB: любая имеющая смысл функция намеченной нагрузки должна располагаться ниже функции критической нагрузки, т.е. должна требовать более строгих снижений отложений, чем те, что достигают критических нагрузок.

Подводя итоги расчетов намеченной нагрузки для экосистем в квадрате сетки (или регионе), важно не только указать те участки, для которых намеченную нагрузку (функции) удалось вывести, но и

все случаи (и соотв. районы), т.е. объекты, для которых (i) не требуется дальнейшего снижения отложений, (ii) была рассчитана намеченная нагрузка и (iii) не существует намеченной нагрузки (для заданного намеченного года). Отметим, что для случая (i) отложение 2010 г. с необходимостью должно быть ниже (или на уровне) критической нагрузки.

6.5.3 Представление результатов моделей

Для однообъектных приложений динамических моделей очевидным способом представления выходных данных модели являются графики *развития по времени* наиболее важных *химических переменных почвы*, таких как насыщенность основаниями или концентрации ионов в почвенном растворе. (т.е. отношение Al/Bc), в ответ на заданные сценарии отложения. В региональных (европейских) приложениях, однако, информация этого рода должна быть подытожена. Это можно сделать несколькими способами: например, изображением развития по времени избранных процентилей кумулятивного распределения представляющей(-их) интерес переменной(-ых) (см. Рис. 6-11). Другим способом будет показать серию карт, отображающих представляющую интерес переменную с, допустим, 5-летними интервалами («картографический фильм»). Эти и другие возможности обсуждаются и иллюстрируются в Evans et al. (2001), Jenkins et al. (2002) and Moldan et al. (2003).



Рис. 6.11: Пример процентильных трасс выходных данных региональной динамической модели. Из него по каждому шагу времени можно получить семь процентилей (5, 10, 25, 50, 75, 90 и 95%).

Карты могут отображать отдельные участки, только если их количество не становится слишком большим. Если число объектов достигает тысяч, то для отображения выходных данных модели приходится пользоваться статистическими дескрипторами (средними, процентилями). Например, для некоего намеченного года, процент экосистем на квадрат сетки, в которых намеченный показатель при данном сценарии отложения достигнут, может быть представлен в формате карты, в большой степени так же, как представлялись проценты защиты (выведенные из изолиний защиты) для превышений критической нагрузки. Процедуры подсчета процентилей и изолинии «намеченных нагрузок» можно найти в гл. 8.

Ссылки

- Allott TEH, Battarbee RW, Curtis C, Kreiser AM, Juggins S, Harriman R (Аллотт, Бэттарби, Крайзер, Кертис, Джаггинс, Харримен) (1995) An empirical model of critical acidity loads for surface waters based on palaeolimnological data. In: Hornung M, Sutton MA, Wilson RB (Хорнунг, Саттон, Уилсон) (eds) Mapping and Modelling of Critical Loads for Nitrogen: A Workshop Report. Institute of Terrestrial Ecology, Penicuik, United Kingdom, pp.50-54. (Эмпирическая модель критической кислотной нагрузки для поверхностных вод на основании палеолимнологических данных)
- Alveteg M (Альветег) (1998) Dynamics of forest soil chemistry. PhD thesis, Reports in Ecology and Environmental Engineering 3:1998, Department of Chemical Engineering II, Lund University, Lund, Sweden, 81 pp.+appendices. (Динамика химии лесной почвы)
- Alveteg M, Sverdrup H, Kurz D (Альветег, Свердруп, Курц) (1998) Integrated assessment of soil chemical status. 2. Application of a regionalized model to 622 forested sites in Switzerland. *Water, Air and Soil Pollution* 105: 11-20. (Интегрировання оценка химического статуса почвы)
- Alveteg M, Sverdrup H (Альветег, Свердруп) (2002) Manual for regional assessments using the SAFE model (draft version 8 April 2002). Department of Chemical Engineering II, Lund University, Lund, Sweden. See also <u>www2.chemeng.lth.se</u> (Учебник по региональным оценкам при пом. модели SAFE (черновая версия 8 апреля 2002))
- Battarbee RW, Allott TEH, Juggins S, Kreiser AM, Curtis C, Harriman R (Бэттарби, Аллотт, Джаггинс, Крайзер, Кертис, Харримен) (1996) Critical loads of acidity to surface waters – an empirical diatom-based palaeolimnological model. *Ambio* 25: 366-369. (Критические нагрузки кислотности на поверхностные воды – эмпирическая палеолимнологическая модель на диатомовой основе)
- Berendse F, Beltman B, Bobbink R, Kwant M, Schmitz MB (Берендсе, Белтман, Боббинк, Квант, Шмитц) (1987) Primary production and nutrient availability in wet heathland ecosystems. *Acta Oec./Oecol. Plant.* 8: 265-276. (Первичное производство и наличие питательных веществ во влажных вересковых экосистемах)
- Berendse F (Берендсе) (1988) The nutrient balance of vegetation on dry sandy soils in the context of eutrophication via the air. Part 1: A simulation model as an aid for the management of wet heathlands (in Dutch). Centre for Agrobiological Research, Wageningen, The Netherlands, 51 pp. (Питательный баланс растительности на сухих песчаных почвах в контексте эвтрофикации через воздух. Ч. I: Имитационная модель в помощь землепользованию во влажных вересковых пустошах)
- Brady NC (Брэди) (1974) *The Nature and Properties of Soils* (8th edition). MacMillan, New York, 693 pp. (Природа и свойства почв)
- Cole JJ, Caraco NF, Kling GW, Kratz TK (Коул, Карако, Клинг, Кратц) (1994) Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science* 265: 1568-1570. (Перенасыщенность двуокисью углерода в поверхностных водах озер)
- Cosby BJ, Hornberger GM, Galloway JN, Wright RF (Косби, Хорнбергер, Галлоуэй, Райт) (1985a) Modeling the effects of acid deposition: Assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Research* 21(1): 51-63. (Моделирование последствий кислотного отложения: оценка совокупно-параметрической модели химии почвенной воды и проточной воды)
- Cosby BJ, Wright RF, Hornberger GM, Galloway JN (Косби, Райт, Хорнбергер, Галлоуэй) (1985b) Modeling the effects of acid deposition: Estimation of long-term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resources Research* 21(11): 1591-1601. (Моделирование последствий кислотного отложения: Оценка долговременных изменений качества воды в малом лесном водосборе)
- Cosby BJ, Hornberger GM, Galloway JN, Wright RF (Косби, Хорнбергер, Галлоуэй, Райт) (1985c) Time scales of catchment acidification: A quantitative model for estimating freshwater acidification.

Environmental Science & Technology 19:1144-1149. (Временные масштабы подкисления водосбора : количественная модель для оценки подкисления пресной воды)

- Cosby BJ, Hornberger GM, Wright RF, Galloway JN (Косби, Хорнбергер, Райт, Галлоуэй) (1986) Modeling the effects of acid deposition: Control of long-term sulfate dynamics by soil sulfate adsorption. *Water Resources Research* 22(8): 1283-1291. (Моделирование эффектов кислотного отложения: контроль долгосрочной динамики сульфатов адсорбцией сульфатов в почве)
- Cosby BJ, Ferrier RC, Jenkins A, Wright RF (Косби, Феррье, Дженкинс, Райт) (2001) Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Sciences* 5(3): 499-517. (Моделирование эффектов кислотного отложения: очистка, подладка и включение динамики азота в модели MAGIC)
- De Vries W, Posch M, Kämäri J (Де Фриз, Посх, Кямяри) (1989) Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges. *Water, Air and Soil Pollution* 48: 349-390. (Имитация долгосрочной реакции почвы на кислотное отложение в раздичных буферных диапазонах)
- De Vries W, Hol A, Tjalma S, Voogd JC (Де Фриз, Хол, Тьялма, Фоогд) (1990) Stores and residence times of elements in a forest ecosystem: a literature study (in Dutch). DLO-Staring Centrum, Rapport 94, Wageningen, The Netherlands, 205 pp. (Запасы и время пребывания элементов в лесной экосистеме: библиографическое исследование (на голландском яз.))
- De Vries W (Де Фриз) (1991) Methodologies for the assessment and mapping of critical loads and the impact of abatement strategies on forest soils. DLO Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Report 46, Wageningen, The Netherlands, 109 pp. (Методики оценки и картографирования критических нагрузок и влияние защитных стратегий на лесные почвы)
- De Vries W, Reinds GJ, Posch M, Kämäri J (Де Фриз, Рейндс, Посх, Кямяри) (1994) Simulation of soil response to acidic deposition scenarios in Europe. *Water, Air and Soil Pollution* 78: 215-246. (Симуляция реакции почвы на сценарии кислотного отложения в Европе)
- De Vries W (Де Фриз) (1994) Soil response to acid deposition at different regional scales. Field and laboratory data, critical loads and model predictions. PhD Thesis, Agricultural University, Wageningen, The Netherlands, 487 pp. (Реакция почвы на кислотное отложение в различных региональных масштабах. Полевые и лабораторные данные, критические нагрузки и предсказания по моделям)
- De Vries W, Van Grinsven JJM, Van Breemen N, Leeters EEJM, Jansen PC (Де Фриз, Ван Гринсфен, Ван Бреемен, Леетерс, Янсен) (1995) Impacts of acid atmospheric deposition on concentrations and fluxes of solutes in Dutch forest soils. *Geoderma* 67: 17-43. (Воздействия атмосферного кислотного отложения на концентрации и потоки растворенных веществ в голландских лесных почвах)
- De Vries W, Posch M (Де Фриз, Посх) (2003) Derivation of cation exchange constants for sand loess, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Alterra-rapport 701, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 50 pp. (Вывод постоянных катионного обмена для песчаного лесса, глиняных и торфяных почвах на основании полевых измерений в Нидерландах.)
- Dise NB, Matzner E, Gundersen P (Дизе, Матцнер, Гундерсен) (1998) Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 105: 143-154. (Синтез азотных бассейнов и потоков из европейских экосистем)
- Driscoll CT, Lehtinen MD, Sullivan TJ (Дрисколл, Лехтинен, Салливан) (1994) Modeling the acid-base chemistry of organic solutes in Adirondack, New York, lakes. *Water Resources Research* 30: 297-306. (Моделирование кислотно-основной химии растворенных органических веществ в Адирондаке)
- Ellenberg H (Элленберг) (1985) Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. *Schweizerische Zeitschift für das Forstwesen* 136: 19-39. (Изменения среднеевропейской флоры под влиянием удобрения и иммиссий)
- Evans C, Jenkins A, Helliwell R, Ferrier R, Collins R (Эванс, Дженкинс, Хеллиуэлл, Феррье, Коллинз) (2001) Freshwater Acidification and Recovery in the United Kingdom. Centre for Ecology and

Hydrology, Wallingford, United Kingdom, 80 pp. (Подкисление и восстановление пресной воды в Великобритании)

- FAO (1981) FAO-Unesco Soil Map of the World, 1:5,000,000. Volume V Europe. Unesco, Paris 1981, 199 рр. (Карта почв мира ФАО-Юнеско)
- Friend AD, Stevens AK, Knox RG, Channel MGR (Френд, Стивенс, Нокс, Чаннел) (1997) A processbased terrestrial biosphere model of ecosystem dynamics (Hybrid v3.0). *Ecological Modelling* 95: 249-287. (Модель динамики экосистемы земной биосферы с процессной основой)
- Foster NW, Morrison IK, Nicolson JA (Фостер, Моррисон, Николсон) (1986) Acid deposition and ion leaching from a podzolic soil under hardwood forest. *Water, Air and Soil Pollution* 31: 879-889. (Кислотное отложение и ионное выщелачивание из подзольной почвы под твердодревесным лесом)
- Gardiner MJ (Гардинер) (1987) Representative data for major soil units in the EEC soil map. An Foras Taluntais, Ireland. Internal Report, 486 pp. (Представительные данные для важнейших единиц почвы на карте почв ЕЭС)
- Gundersen P, Callesen I, De Vries W (Гундерсен, Каллесен, Де Фриз) (1998) Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N ratio. *Environmental Pollution* 102: 403-407. (Выщелачивание нитрата в лесных экосистемах регулируется соотношением C/N лесной подстилки)
- Hann BJ, Turner MA (Ханн, Тернер) (2000) Littoral microcrustacea in Lake 302S in the Experimental Lakes Area of Canada: acidification and recovery. *Freshwater Biology* 43: 133-146. (Микроракообразные побережья в Озере 302S в Районе Экспериментальных Озер Канады: подкисление и восстановление)
- Heil GW, Bobbink R (Хейл, Боббинк) (1993) 'CALLUNA' a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. *Ecological Modelling* 68: 161-182.
 (CALLUNA, симуляционная модель для оыенки последствий отложения атмосферного азота на сухие вересковые пустоши)
- Helling CS, Chesters G, Corey RB (Хеллинг, Честерс, Кори) (1964) Contribution of organic matter and clay to soil cation exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution. *Soil Sci. Soc. Ат. J.* 28: 517-520. (Вклад органических веществ и глины в катионообменную способность почвы под влиянием pH насыщающего раствора)
- Hoekstra C, Poelman JNB (Хукстра, Пулман) (1982) Density of soils measured at the most common soil types in the Netherlands (in Dutch). Report 1582, Soil Survey Institute, Wageningen, The Netherlands, 47 pp. (Плотность почв, измеренная в наиболее распространенных типах почв в Нидерландах (на голл. яз.))
- Jacobsen C, Rademacher P, Meesenburg H, Meiwes KJ (Якобсен, Радемахер, Меесенбюрг, Майвес) (2002) Element contents in tree compartments – Literature study and data collection (in German). Report, Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen, Germany, 80 pp. (Элементное содержание в парцеллах деревьев – библиографическое исследование и сборник данных (на нем.яз.))
- Jenkins A, Larssen T, Moldan F, Posch M, Wright RF (Дженкинс, Ларссен, Молдан, Посх, Райт) (2002) Dynamic modelling of surface waters: Impact of emission reduction – possibilities and limitations. ICP-Waters Report 70/2002, Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo, Norway, 42 pp. (Динамическое моделирование поверхностных вод: влиянием снижения выбросов – возможности и ограничения)
- Jenkins A, Cosby BJ, Ferrier RC, Larssen T, Posch M (Дженкинс, Косби, Феррье, Ларссен, Посх) (2003) Assessing emission reduction targets with dynamic models: deriving target load functions for use in integrated assessment. *Hydrology and Earth System Sciences* 7(4): 609-617. (Оценка намеченного снижения выбросов при помощи динамических моделей: выведение функций намеченных нагрузок для использования в интегрированной оценке)
- Johnson DW, Todd DE (Джонсон, Тодд) (1983) Relationships among iron, aluminium, carbon, and sulfate in a variety of forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 792-800. (Взаимоотношения между железом,

алюминием, углеродом и сульфатом в различных лесных почвах)

- Keller W, Gunn JM (Келлер, Ганн) (1995) Lake water quality improvements and recovering aquatic communities. In: Gunn JM (ed), *Restoration and Recovery of an Industrial Region*, Springer Verlag, New York, pp.67-80. (Улучшение качества воды и восстановление водных сообществ)
- Klap JM, Brus DJ, De Vries W, Reinds GJ (Клап, Брюс, Де Фриз, Рейндс) (2004) Assessment of sitespecific estimates of critical deposition levels for nitrogen and acidity in European forest ecosystems using measured and interpolated soil chemistry. (in prep). (Оценка объекто-специфических ожидаемых критических уровней отложения для азота и кислоты в европейских лесных экосистемах при пом. измеренный и интерполированной химии почвы (готовится))
- Kros J, Reinds GJ, De Vries W, Latour JB, Bollen M (Крос, Рейндс, Де Фриз, Латур, Боллен) (1995) Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. Report 95, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands, 90 pp. (Моделирование кислотности почвы и наличия азота в природных экосистемах в ответ на изменения в кислотном отложении и гидрологии)
- Kurz D, Alveteg M, Sverdrup H (Курц, Альветег, Свердруп) (1998) Integrated assessment of soil chemical status.
 1. Integration of existing models and derivation of a regional database for Switzerland.
 Water, Air and Soil Pollution 105: 1-9. (Интегрированная оценка химического статуса почвы.
 1. Интегрирование существующих моделей и выведение региональной базы данных для Швейцарии)
- Latour JB, Reiling R (Латур, Рейлинг) (1993) A multiple stress model for vegetation (MOVE): a tool for scenario studies and standard setting. *Science of the Total Environment* Supplement 93: 1513-1526. (Многострессовая модель для растительности (MOVE): инструмент для исследования сценариев и установки стандартов)
- Martinson L, Alveteg M, Warfvinge P (Мартинсон, Альветег, Варффинге) (2003) Parameterization and evaluation of sulfate adsorption in a dynamic soil chemistry model. *Environmental Pollution* 124(1): 119-125. (Параметрирование и оценка адсорбции сульфата в динамической модели почвенной химии)
- Mills KH, Chalanchuk SM, Allan DJ (Миллз, Чаланчук, Аллан) (2000) Recovery of fish populations in Lake 223 from experimental acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 192-204. (Восстановление рыбных популяций в Озере 223 после экспериментального подкисления)
- Moldan F, Beier C, Holmberg M, Kronnäs V, Larssen T, Wright RF (Молдан, Бейер, Хольмберг, Кроннэс, Ларссен, Райт) (2003) Dynamic modelling of soil and water acidification: Display and presentation of results for policy purposes. Acid Rain Research Report 56/03, Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo, Norway, 62 pp. (Динамическое моделирование подкисления почвы и воды: отображение и представление результатов в целях формирования стратегии)
- Oja T, Yin X, Arp PA (Оя, Йин, Арп) (1995) The forest modelling series ForM-S: applications to the Solling spruce site. *Ecological Modelling* 83: 207-217. (Серия лесного моделирования ForM-S: применения к участку ели Соллинга)
- Posch M, Reinds GJ, De Vries W (Посх, Рейндс, Де Фриз) (1993) SMART A Simulation Model for Acidification's Regional Trends: Model description and user manual. Mimeograph Series of the National Board of Waters and the Environment 477, Helsinki, Finland, 43 pp. (Имитационная модель для региональных тенденций подкисления: описание модели и инструкция по использованию. Мимеографическая серия Национальной комиссии по водам и окр. среде 477)
- Posch M, Hettelingh J-P, Slootweg J (eds) (Посх, Хеттелинх, Слоотвег (ред.)) (2003) Manual for dynamic modelling of soil response to atmospheric deposition. RIVM Report 259101012, Bilthoven, The Netherlands, 69 pp. (Руководство по динамическому моделированию ответа почв на атмосферное отложение) См. тж. www.rivm.nl/cce
- Posch M, Reinds GJ (Посх, Рейндс) (2004) VSD User Manual of the Very Simple Dynamic soil acidification model. Coordination Center for Effects, RIVM, Bilthoven, The Netherlands (готовится). (VSD Инструкция по применению Очень Простой Динамической модели

подкисления почвы)

- Raddum GG (Раддум) (1999) Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes. (Цели, возможности и индексы подкисления.) In: GG Raddum, BO Rosseland, J Bowman (eds) Workshop on Biological Assessment and Monitoring; Evaluation and Models. ICP-Waters Report 50/99, Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Norway, pp.7-16. (Семинар по биологической оценке и мониторингу; оценка и модели)
- Reinds GJ, Posch M (Рейндс, Посх), De Vries W (Де Фриз) (2001) A semi-empirical dynamic soil acidification model for use in spatially explicit integrated assessment models for Europe. Alterra Report 084, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 55 pp. (Полуэмпирическая динамическая модель подкисления почвы для использования в пространственно-открытых интегрированных оценовных моделях для Европы)
- Reuss JO (Ройсс) (1980) Simulation of soil nutrient losses due to rainfall acidity. *Ecological Modelling* 11: 15-38. (Имитация питательных потерь в почве, вызванных дождевой кислотностью)
- Reuss JO (Ройсс) (1983) Implications of the calcium-aluminum exchange system for the effect of acid precipitation on soils. *Journal of Environmental Quality* 12(4): 591-595. (Последствия системы кальциево-алюминиевой системы обмена для воздействия кислотных осадков на почву)
- Reuss JO, Johnson DW (Ройсс, Джонсон) (1986) Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. Ecological Studies 59, Springer, New York, 119 pp. (Кислотное отложение и подкисление почв и вод)
- SAEFL (1998) Acidification of Swiss forest soils Development of a regional dynamic assessment. Environmental Documentation No.89, SAEFL, Berne, Switzerland, 115 pp. (Подкисление швейцарских лесных почв – Развитие региональной динамической оценки. Экологическая документация)
- Schöpp W, Posch M, Mylona S, Johansson M (Шепп, Посх, Мюлона, Юханссон) (2003) Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 7(4): 436-446. (Долгосрочное развитие кислотного отложения)
- Schouwenberg EPAG, Houweling H, Jansen MJW, Kros J, Mol-Dijkstra JP (Схаувенберг, Хаувелинг, Янсен, Крос, Мол-Дейкстра) (2000) Uncertainty propagation in model chains: a case study in nature conservancy. Alterra Report 001, Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 90 pp. (Распространение неопределенности в цепях моделей: частный случай исследования природосохранения)
- Singh BR, Johnson DW (Сингх, Джонсон) (1986) Sulfate content and adsorption in soils of two forested watersheds in southern Norway. *Water, Air and Soil Pollution* 31: 847-856. (Сульфатное содержание и адсорбция в почвах двух лесных водосборов в южной Норвегии)
- Snucins S, Gunn JM, Keller W, Dixit S, Hindar A, Henriksen A (Снуциныш, Ганн, Келлер, Диксит, Хиндар, Хенриксен) (2001) Effects of regional reductions in sulphur deposition on the chemical and biological recovery of lakes within Killarney Park, Ontario, Canada. *Journal of Environmental Monitoring and Assessment* 67: 179-194. (Воздействие региональных снижений серного отложения на химическое и биологическое восстановление озер в парке Килларни (пров. Онтарио, Канада)
- Starr M (Старр) (1999) WATBAL: A model for estimating monthly water balance components, including soil water fluxes. In: S Kleemola, M Forsius (eds) 8th Annual Report, UNECE ICP Integrated Monitoring, Finnish Environment Institute, Helsinki, Finland. *The Finnish Environment* 325: 31-35. (Модель для оценки ежемесячного водяного баланса компонентов, с учетом потоков почвенной воды)
- Tietema A, Duysings JJHM, Verstraten JM, Westerveld JW (Титема, Дейсингс, Ферстратен, Вестерфелд) (1990) Estimation of actual nitrification rates in an acid forest soil. (Оценка действительных скоростей нитрификации в кислой лесной почве.) In: AF Harrison, P Ineson, OW Heal (eds) (Харрисон, Айнсон, Хил) Nutrient cycling in terrestrial ecosystems; Field methods, application and interpretation. (Циклы питательных веществ в наземных экосистемах. Полевые методы, применение и истолкование) Elsevier Applied Science, London and New York, pp.190-197.

- Tiktak A, Van Grinsven JJM (Тиктак, Ван Гринсфен) (1995) Review of sixteen forest-soil-atmosphere models. *Ecological Modelling* 83: 35-53. (Обзор шестнадцати моделей "лесная почваатмосфера")
- Ulrich B (Ульрих) (1981) Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. *Pflanzenernähr. Bodenk.* 144: 289-305. (Экологическое группирование почв согласно их химическим состояниям)
- Vanmechelen L, Groenemans R, Van Ranst E (Ванмехелен, Грунеманс, Ван Ранст) (1997) Forest soil condition in Europe. Results of a large-scale soil survey. EC-UN/ECE, Brussels, Geneva, 261 pp. (Состояние лесной почвы в Европе. Результаты широкомасштабного изучения почвы)
- Van Oene H (Ван Уне) (1992) Acid deposition and forest nutrient imbalances: a modelling approach. (Кислотное отложение и лесные дисбалансы питательных веществ: модельный подход) *Water, Air and Soil Pollution* 63: 33-50.
- Van Wallenburg C (Ван Валленбюрг) (1988) The density of peaty soils (in Dutch). Internal Report, Soil Survey Institute, Wageningen, The Netherlands, 5 pp. (Плотность торфяных почв (на голл. яз.))
- Wamelink GWW, Ter Braak CJF, Van Dobben HF (Вамелинк, Тер Браак, Ван Доббен) (2003) Changes in large-scale patterns of plant biodiversity predicted from environmental economic scenarios. *Landscape Ecology* 18: 513-527. (Изменения в широкомасштабных картинах биоразнообразия растений, предсказуемые по жкономическим и экологическим сценариям)
- Warfvinge P, Sverdrup H (Варффинге, Свердруп) (1992) Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE - A steady-state soil chemistry model. Water, Air and Soil Pollution 63: 119-143. (Расчет критических нагрузок кислотных отложений при помощи PROFILE – Модель химии почвы установившегося состояния)
- Warfvinge P, Holmberg M, Posch M, Wright RF (Варффинге, Хольмберг, Посх, Райт) (1992) The use of dynamic models to set target loads. *Ambio* 21: 369-376. (Использование динамических моделей для установления намеченных нагрузок)
- Warfvinge P, Falkengren-Grerup U, Sverdrup H, Andersen B (Варффинге, Фалькенгрен-Греруп, Свердруп, Андерсен) (1993) Modelling long-term cation supply in acidified forest stands. *Environmental Pollution* 80: 209-221. (Моделирование долгосрочного притока катионов в подкисленных лесонасаждениях)
- Wright RF, Lie MC (eds) (Райт, Лие (ред.)) (2002) Workshop on models for biological recovery from acidification in a changing climate, 9-11 September 2002 in Grimstad, Norway. Acid Rain Research Report 55/02, Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo, Norway, 42 pp. (Семинар по моделям биологического восстановления от подкисления в изменяющемся климате)



В этой главе описывается расчет превышений, т.е. сравнение критических нагрузок/уровней с отложениями/концентрациями. В параграфе 7.1 дано основное определение превышения, включая некоторые исторические замечания по происхождению и использованию слова «превышение». В параграфе 7.2 вводится понятие условной критической нагрузки S и N, что позволяет рассматривать эти два окисляющих загрязнителя раздельно и, таким образом, проводить прямые расчеты превышений. В параграфе 7.3 дается определение превышению критической нагрузки кислотности, здесь задействованы оба загрязнителя одновременно. В параграфе 7.4 рассматривается превышение критических нагрузок поверхности воды, а в параграфе 7.5 кратко дается взаимоотношение между отложениями и желаемыми нагрузками. Большая часть представленного здесь материала взята из источника «Пош и др. (1997, 1999). Слово «превышение» (exceedance) здесь определяется как «величина, на которую что-либо, особенно загрязняющий агент, превышает стандарт или допустимый уровень» (Американский словарь наследия английского языка, четвертое издание, 2000), и является общепризнанным термином в дисциплине, изучающей загрязнители воздуха. Тем не менее, некоторые (англо-)говорящие ученые предпочитают термин «избыток (excess) критической нагрузки», т.к. термин «превышение» уже оказался задействованным в концепции критических нагрузок. Интересно, что в базе данных оксфордского словаря английского языка (OED – Oxford English Dictionary) существует пример использования слова «превышение» с 1836 года (Quinion 2004) – за 36 лет до того, как Роберт Ангус Смит употребил термин «кислотный дождь» (Smith 1872). Однако, термин «кислотный дождь» (на французском) уже был использован в 1845 году Дюкро в статье одного научного журнала (Ducros 1845).

7.1 Основные определения

Понятия критических нагрузок и уровней было введено для характеристики уязвимости экосистем (частей, компонентов) в отношении отложений или концентрации. Если критическая нагрузка загрязняющего агента X в определенном месте меньше, чем отложение X в этом же месте, можно говорить, что критическая нагрузка превышена, и эта разница называется *превышением*. В математических терминах превышение Ex (от. англ. exceedance – превышение) критической нагрузки CL(X) (от англ. critical load – критическая нагрузка) можно выразить так:

(7.1)
$$Ex(X_{dep}) = X_{dep} - CL(X)$$

где X_{dep} – отложение (от англ. deposition – отложение) загрязняющего агента Х. В случае с критическим уровнем сравнение производится с величиной соответствующей концентрации. Если критическая нагрузка больше или равна отложению, считается, что она не превышена, или что превышения критической нагрузки не существует.

Превышение, определенное уравнением 7.1, может принимать положительные, отрицательные или нулевые значения. Так как в большинстве случаев просто достаточно знать, что превышения не существует, без дальнейшего углубления в цифры, превышение можно также выразить так:

(7.2)
$$Ex(X_{dep}) = \max\{0, X_{dep} - CL(X)\} = \begin{cases} X_{dep} - CL(X) & X_{dep} > CL(X) \\ 0 & X_{dep} \le CL(X) \end{cases}$$

Пример применения этого базового уравнения – превышение критической нагрузки азота в продуктах питания (*nut* – от англ. nutrient – питательный), (см. параграф 5.3.1), выраженное так:

(7.3)
$$Ex_{nut}(N_{dep}) = N_{dep} - CL_{nut}(N)$$

Необходимо заметить, что превышения фундаментально отличаются от критических нагрузок, т.к. они не зависят от времени. Можно говорить об *определенной* критической нагрузке X для некоторой экосистемы, но не о ее *превышении*. Для превышений необходимо указывать время, в которое они были рассчитаны, т.к. – особенно это касается интегрированных оценок – представляют интерес превышения, возникшие (в прошлом или будущем) в результате *антропогенных* отложений.

Конечно же, временная независимость критических нагрузок и уровней имеет свои пределы, особенно в значениях геологических рамок. Кроме того, и в более короткие периоды времени – века или десятилетия – можно предвидеть некоторые изменения величин критических нагрузок вследствие глобальных (климатических) колебаний, которые оказывают влияние на процессы, лежащие в основе их расчета. Пример исследования влияния (первого уровня) изменения температуры и осадков на критические нагрузки кислотности и на содержание азота в продуктах питания в Европе можно найти в работе Поша (Posch – 2002).

За превышение критической нагрузки часто неверно принимают величину избыточного выщелачивания, т.е. величину, превысившую критическое/допустимое выщелачивание. Это, чаще всего, как раз *не тот* случай, что можно увидеть из примера превышения критической нагрузки азота в продуктах питания. Избыточное выщелачивание, *Ex*_{le} (от англ. excess – избыток, и leaching – выщелачивание) вследствие отложения *N*_{dep} (от англ. deposition – отложение) представляется как:

$$(7.4) Ex_{le}(N_{dep}) = N_{le} - N_{le,acc}$$

(асс. – от англ. acceptable – допустимый). Включая сюда баланс массы N и зависимую от отложений денитрификацию (*de*), для избыточного выщелачивания можно получить (ур. 5.2-5.5):

(7.5)
$$Ex_{le}(N_{dep}) = (1 - f_{de}) \cdot (N_{dep} - CL_{nut}(N)) = (1 - f_{de}) \cdot Ex_{nut}(N_{dep})$$

которое показывает, что снижение отложений на 1 еq/га/год снижает выщелачивание N только на $1-f_{de}$ еq/га/год. Только в наиболее простом случае, когда все термины баланса массы независимы от отложений, изменение выщелачивания сравнивается с изменением отложения.

7.2 Условные критические нагрузки N и S

Неоднозначность критических нагрузок кислотности S и N превращает как их внедрение в модели интегрированной оценки, так и обмен результатами с непростое занятие. Если, однако, возникает заинтересованность в снижении только одного из двух загрязнителей, можно вывести однозначную критическую нагрузку, и, таким образом, рассчитать превышение, пользуясь уравнением 7.1.

Если речь идет только о снижении выбросов азота, для *фиксированного* отложения серы S_{dep} можно рассчитать критическую нагрузку N, пользуясь функцией критической нагрузки. Мы называем ее **условной критической нагрузкой азота,** $CL(N|S_{dep})$, и рассчитываем ее следующим образом:

(7.6)
$$CL(N | S_{dep}) = \begin{cases} CL_{min}(N) & ecлu & S_{dep} \ge CL_{max}(S) \\ CL_{max}(N) - \alpha \cdot S_{dep} & ecлu & S_{dep} < CL_{max}(S) \end{cases}$$

при

(7.7)
$$\alpha = \frac{CL_{max}(N) - CL_{min}(N)}{CL_{max}(s)}$$

На рисунке 7.1 а) процедура вычисления *CL*(*N*|*S*_{*dep*}) изображена графически.



Рисунок 7.1: Пример расчета (а) условных критических нагрузок N для различных значений отложения S – S' и S", и (b) условных критических нагрузок S для различных значений отложения N – N' и N".

Аналогично можно рассчитать условную критическую нагрузку серы, $CL(S|N_{dep})$, для фиксированного отложения N_{dep} :

(7.8)
$$CL(S \mid N_{dep}) = \begin{cases} 0 & \text{если} & N_{dep} \ge CL_{max}(N) \\ \frac{CL_{max}(N) - N_{dep}}{\alpha} & \text{если} & CL_{min}(N) < N_{dep} < CL_{max}(N) \\ CL_{max}(S) & \text{если} & N_{dep} \le CL_{min}(N) \end{cases}$$

где α дано в ур.7.7. Процедура расчета $CL(S|N_{dep})$ графически отображена на рисунке 7.1b. При $N_{dep}=CL_{nut}(N)$, получившаяся условная критическая нагрузка была названа минимальной критической нагрузкой серы: $CL_{min}(S)=CL(S|CL_{nut}(N))$.

Уравнение 7.8 могло стать рабочей процедурой для расчета критических нагрузок S, использовавшихся на переговорах в 1994 году при составлении протокола Осло, однако в то время не были доступны критические нагрузки для азота – $CL_{min}(N)$ и $CL_{max}(N)$.

При использовании условных критических нагрузок, следует учитывать следующее:

- (а) Условная критическая нагрузка может считаться реальной критической нагрузкой, только если выбранное отложение другого загрязнителя является константой.
- (б) При рассмотрении условных критических нагрузок обоих загрязнителей одновременно необходимо проявлять осторожность. Чтобы избавиться от превышения для обоих загрязнителей, *нет* необходимости снижать превышение обоих, а только одного из них; перерасчет условной критической нагрузки другого загрязнителя покажет (в общем) отсутствие превышения. Если же, однако, $S_{dep} > CL_{max}(S)$ или $N_{dep} > CL_{max}(N)$, отложения необходимо снизить, по крайней мере, до величин их соответственных максимальных критических нагрузок, вне зависимости от условных критических нагрузок.

7.3 Два загрязнителя

Как следует из главы 5.3, не существует единой критической нагрузки кислотности S и N, и все пары отложений (N_{dep} , S_{dep}), лежащие на функции критической нагрузки, ведут к критическому выщелачиванию ANC (см. ур. 5.19 и рис. 5.1). Аналогично, не существует единого превышения критических нагрузок кислотности, хотя не-превышение можно легко вывести (до тех пор, пока его величина не имеет значения). Это проиллюстрировано на рисунке 7.2а: Допустим, точка Е означает (текущие) отложения N и S. При серьезном снижении N_{dep} мы достигаем точки Z1 и, соответственно, не-превышения без снижения S_{dep} ; с другой стороны, можно получить непревышение только посредством снижения S_{dep} (на небольшую величину) до точки Z3; и, наконец, не-превышения можно добиться путем снижения как N_{dep} , так и N_{dep} (напр. до точки Z2).



Рис. 7.2: Функция критической нагрузки для S и закисления N (жирная линия, см. рис. 5.1). Серая область ниже функции критической нагрузки означает пары отложений (N_{dep}, S_{dep}), для которых нет превышения. (а) Точки E и Z1-Z3 показывают, что единого превышения не существует; (b) параметры, имеющие отношение к *определению* превышения (для дальнейших разъяснений см. текст).

Ясно, что необходимо снижение отложений N и S для достижения точки Z2 (см. Рис. 7.2b), т.е. кратчайшая линия до функции критической нагрузки кажется хорошим способом измерения превышения. Таким образом, мы *определяем* превышение для данной пары отложений (N_{dep} , S_{dep}) как сумму снижения отложений N и S, необходимую для достижения функции критической нагрузки кратчайшим путем. Рисунок 7.3 отражает пять возможных вариантов:

- (a) отложения снижаются до или ниже функции критической нагрузки (область 0 (Region 0)). В этом случае превышение определяется как ноль (не-превышение);
- (б) отложения оказываются в области 1 (Region 1) (напр., точка E1). В этом случае линия, перпендикулярная функции критической нагрузки, получит отрицательные значения S_{dep}, и, таким образом, каждое превышение в этой области будет определяться как сумма снижения отложений N и S, необходимая для достижения точки Z1;
- (в) отложения оказываются в области 2 (Region 2) (напр., точка E2): это «обычный» случай, превышение сумма снижения отложений N и S, *ExN+ExS*, необходимая для достижения точки Z2, так, чтобы линия E2-Z2 была перпендикулярна функции критической нагрузки;
- (г) Область 3 (Region 3): каждое превышение определяется как сумма снижения отложений N и S, необходимая для достижения точки Z3;
- (д) Область 4 (Region 4): превышение определяется просто как $S_{dep}-CL_{max}(S)$.



Рис. 7.2: Иллюстрация различных случаев для расчета превышения для заданной функции критической нагрузки.

Функцию превышения можно описать следующим уравнением (обратите внимание на точку Z2 на функции критической нагрузки, полученную путем проведения перпендикулярной линии через некую точку в области 2 (Region 2) (см. рис. 7.3), определяемую (N_0,S_0)):

$$(7.9) \qquad Ex(N_{dep}, S_{dep}) = \begin{cases} 0 & \text{if } (N_{dep}, S_{dep}) \in \text{Region } 0 \\ N_{dep} - CL_{max}(N) + S_{dep} & \text{if } (N_{dep}, S_{dep}) \in \text{Region } 1 \\ N_{dep} - N_0 + S_{dep} - S_0 & \text{if } (N_{dep}, S_{dep}) \in \text{Region } 2 \\ N_{dep} - CL_{min}(N) + S_{dep} - CL_{max}(S) & \text{if } (N_{dep}, S_{dep}) \in \text{Region } 3 \\ S_{dep} - CL_{max}(S) & \text{if } (N_{dep}, S_{dep}) \in \text{Region } 4 \end{cases}$$

Функция, определяемая таким образом, соответствует критерию четкой функции превышения: нуль, если нет превышения критических нагрузок; положительная, если есть превышение, и увеличивающаяся, когда точка (N_{dep} , S_{dep}) отодвигается от функции критической нагрузки.

Расчет функции превышения требует оценки координат точки Z2 функции критической нагрузки. Если (x_1,y_1) и (x_2,y_2) – две произвольных точки на прямой g, а (x_e,y_e) – другая точка (не на этой линии), то координаты (x_0,y_0) точки, полученной путем пересечения линии, проходящей через (x_e,y_e) и перпендикулярной g (называемой «основанием» или «основанием перпендикуляра») мы получим следующим образом:

(7.10a)
$$x_0 = (d_1 s + d_2 v) / d^2 \quad u \quad y_0 = (d_2 s - d_1 v) / d^2$$

при

(7.10b) $d_1 = x_2 - x_1, \quad d_2 = y_2 - y_1, \quad d^2 = d_1^2 + d_2^2$

при

(7.10c)
$$s = x_e d_1 + y_e d_2$$
, $v = x_1 d_2 - y_1 d_1 = x_1 y_2 - y_1 x_2$

Применяя эти уравнения к $(x_1,y_1)=(CL_{min}(N),CL_{max}(S)), (x_2,y_2)=(CL_{max}(N),0)$ и $(x_{e,y_e})=(N_{dep},S_{dep})$ можно получить точку $(x_0,y_0)=(N_0,S_0)$ (Z2 на рис. 7.3). Последняя сложность в расчете $Ex(N_{dep},S_{dep})$ заключается в определении, в какую область (Region) (на рис. 7.3 – обл. 0 – 4) попадает заданная

пара отложений (N_{dep} , S_{dep}). Без рассмотрения излишних геометрических подробностей, ниже мы приводим подпрограмму FORTRAN, которая доставляет число региона, а также *ExN* и *ExS*:

```
subroutine exceed (CLmaxS, CLminN, CLmaxN, depN, depS, ExN, ExS, ireg)
!
      Returns the exceedances ExN and ExS (Ex=ExN+ExS) for N and S
!
      depositions depN and depS and the critical load function given by
!
!
      CLmaxS, CLminN and CLmaxN.
      The 'region' in which (depN,depS) lies, is returned in ireg.
1
!
     integer(4)
                         ireq
     real(4)
                         CLmaxS, CLminN, CLmaxN, depN, depS, ExN, ExS
!
     ExN = -1.
      ExS = -1.
      if (CLmaxS < 0. .or. CLminN < 0. .or. CLmaxN < 0.) return ! error
      d1 = CLmaxN-CLminN
      dnn = depN-CLminN
      dxn = depN-CLmaxN
      dxs = depS-CLmaxS
      if (depS <= CLmaxS .and. depN <= CLmaxN .and.
         CLmaxS*dxn <= -d1*depS) then ! non-exceedance
       ireg = 0
       E \times N = 0.
       ExS = 0.
      else if (depN <= CLminN) then
       ireg = 4
       E \times N = 0.
       ExS = dxs
      else if (dxn*d1 >= depS*CLmaxS) then
        ireg = 1
       ExN = dxn
       ExS = depS
      else if (CLmaxS*dxs >= d1*dnn) then
        ireq = 3
       ExN = dnn
       ExS = dxs
      else
        ireg = 2
        d2 = -CLmaxS
       dd = d1*d1+d2*d2
        s = depN*d1+depS*d2
       v = -CLmaxS*CLmaxN
       x0 = (d1*s+d2*v)/dd
       y0 = (d2*s-d1*v)/dd
        ExN = depN-x0
       ExS = depS-y0
      end if
                                        return
      end subroutine exceed
```

Для заданной функции критической нагрузки можно определить превышение для каждой пары отложений (N_{dep} , S_{dep}), как это описано выше. Соединяющие точки плоскости (N_{dep} , S_{dep}), которые имеют равные величины функции превышения, представляют изолинии превышения, как это проиллюстрировано на рис.7.4. Можно четко увидеть «узелки» при переходе изолиний из какойлибо области превышения в соседнюю.



Рис. 7.4: Изолинии превышения для заданной функции критической нагрузки. Линия, обозначенная как '0' соответствует функции критической нагрузки и разграничивает показанную серым цветом область нулевого превышения.

7.4 Поверхностные воды

Так как расчет превышений критических нагрузок для поверхностных вод требует особого разбора вследствие особенностей (некоторых) моделей, мы рассматриваем их здесь раздельно. Три упомянутых ниже модели критической нагрузки описаны в главе 5.4.

7.4.1 Модель SSWC

В модели SSWC, предполагается, что сульфат является мобильным анионом (т.е. выщелачивание сравнивается с отложением), в то время как большая часть N посредством различных процессов остается в дренаже. Поэтому, исходя из выщелачивания N – N_{le} (от англ. leaching – выщелачивание), возможно рассчитать только так называемое текущее превышение, которое определяется из суммы замеренных концентраций нитрата и аммиака в стоке. Это текущее превышение критической нагрузки кислотности определяется как (Хенриксен и Пош (Henriksen and Posch 2001)):

(7.11)
$$Ex(A) = S_{dep} + N_{le} - CL(A)$$

где CL(A) – критическая нагрузка кислотности, рассчитанная по ур. 5.50. Для вычисления превышения не нужны данные по отложениям N, однако, Ex(A) лишь дает величину превышения при текущих коэффициентах задержания N в дренаже. Процессы, происходящие с азотом, подробно смоделированы в модели FAB (см. ниже), таким образом это – единственная модель по поверхностной воде, которую можно использовать для сравнения воздействия разных сценариев отложения N. В формулах, приведенных выше, мы допускали, что основное отложение катионов и канал сети не меняются со временем. Если вследствие человеческой деятельности увеличивается основное отложение катионов или из-за изменения в управлении меняется сеть, это необходимо

принять во внимание при расчете превышения путем вычитания антропогенного C^*_{dep} - Bc_u из S_{dep} + N_{le} .

7.4.2 Эмпирическая диатомовая модель

В диатомовой модели превышение критической нагрузки кислотности дается таким образом:

(7.12)
$$Ex(A) = S_{dep} + f_N \cdot N_{dep} - CL(A)$$

где f_N – это доля отложения N, которая вносит вклад в закисление (см. ур. 5.66).

7.4.3 Модель FAB

В модели FAB функция критической нагрузки для поверхностных вод выводится также, кк и в модели SMB для почв, во внимание принимаются те же соображения, что и в разделе 7.3. Опять же не существует единственного превышения для данной пары отложений (N_{dep} , S_{dep}), но превышение можно *определить* таким же образом, как и для функции критических нагрузок для почвы (см. также Хенриксен и Пош (Henriksen and Posch) 2001).

7.5 Требуемые нагрузки

В предыдущем разделе избыток отложений относительно критических нагрузок был определен как превышение. Для требуемых нагрузок или функций требуемых нагрузок можно рассчитать те же величины, что и определенные выше, но, если они положительны, мы можем говорить о *не- достижении* требуемой нагрузки; если они равны нулю или отрицательны – мы можем говорить, что требуемая нагрузка для данного года была достигнута.

Ссылки

- Ducros M (1845) Observation d'une pluie acid (Наблюдение за кислотным дождем). *Journale de la Pharmacologie Chimique* 3: 273-277.
- Henriksen A, Posch M (Хенриксен A, Пош M, 2001) Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters (Статические модели для расчета критических нагрузок кислотности поверхностных вод). *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1: 375-398.
- Posch M, Hettelingh J-P, De Smet PAM, Downing RJ (eds) (Пош М., Хеттелинг Й-П., Де Сме Пам, Даунинг РЙ, 1997) Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. Status Report 1997, Coordination Center for Effects, RIVM (Расчет и картирование критических порогов для Европы. Отчет о состоянии 1997 года, Координационный Центр по Воздействиям, RIVM) Отчет 259101007, Bilthoven, Netherlands, iv+163 pp. www.rivm.nl/cce
- Posch M, De Smet PAM, Hettelingh J-P, Downing RJ (eds) (Пош М., Хеттелинг Й-П., Де Сме Пам, Даунинг РЙ, 1999) Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. Status Report 1999, Coordination Center for Effects, RIVM (Расчет и картирование критических порогов для Европы. Отчет о состоянии 1999 года, Координационный Центр по Воздействиям, RIVM) Отчет 259101009, Bilthoven, Netherlands, iv+165 pp. www.rivm.nl/cce
- Posch M (Пош M., 2002) Impacts of climate change on critical loads and their exceedances in Europe (Влияние климатических перемен на критические нагрузки и их превышение в Европе). *Environmental Science and Policy* 5(4): 307-317.
- Quinion M (Квиньон М., 2004) "Пример, который я процитировал [на <u>www.worldwidewords.org</u>] известен составителям OED Оксфордского Словаря Английского Языка (которые в

определенный момент будут писать статью о «превышении») из их внутренней базы данных неопубликованных цитат. Они не предоставили мне полную цитату, только с датой" (личное общение с Julian Aherne в июле 2004 года).

Smith RA (Смит PA, 1872) Air and Rain: The Beginnings of a Chemical Climatology (Воздух и дождь: начало химической климатологии). Longmans, Green & Co., London, 600 стр.



www.icpmapping.org

В этой главе описаны процедуры, которыми можно воспользоваться для суммирования и представления результатов расчетов критической нагрузки и превышения в региональном масштабе, особенно относительно сетки ЕМЕР. Материал, представленный здесь, является конспектом материала отчетов ССЕ о состоянии (см. Пош и др. 1995, 1997, 1999). В параграфе 8.1. определяется сетка ЕМЕР, в параграфе 8.2 представлены методы расчета процентилей (в одном и двух измерениях), параграф 8.3 описывает (среднее) накопленное превышение, а в параграфе 8.4 мы обсуждаем различные методы заполнения пустот, используемые при интегрированной оценке.

8.1 Сетка ЕМЕР

Для того, чтобы с критическими нагрузками можно было работать в рамках Конвенции по LRTAP, необходимо иметь возможность сравнивать их с оценками отложений. Уже раньше по отложениям соединений серы и азота был создан доклад по карте с сеткой 150х150 км, которая охватила (большую часть) Европы, но в последнее время стала доступна информация по отложениям и с сеткой 50х50 км. Оба варианта являются так называемыми полярными стереографическими проекциями, которые мы опишем ниже.

8.1.1 Полярная стереографическая проекция

В полярной стереографической проекции каждая точка земной сферы проектируется (отображается) от Южного Полюса на лежащий в плоскости перпендикуляр к оси Земли и пересекает Землю на фиксированной широте ϕ_0 (см. рис. А-1 в отчете ССЕ о состоянии за 2001 г., стр. 182). Соответственно, мы можем получить координаты *x* и *y* через географическую долготу λ и широту ϕ (в радианах) из следующих уравнений:

(8.1)
$$x = x_p + M \cdot \tan\left(\frac{\pi}{4} - \frac{\phi}{2}\right) \cdot \sin\left(\lambda - \lambda_0\right)$$

И

(8.2)
$$y = y_p - M \cdot \tan\left(\frac{\pi}{4} - \frac{\phi}{2}\right) \cdot \cos(\lambda - \lambda_0)$$

где (x_p, y_p) – координаты Северного Полюса; λ_0 – угол поворота, т.е. параллель долготе к оси *y*; и *M* – масштаб координат *x*-*y*. В описанных выше определениях величины *x* возрастают, а величины *y* убывают при движении к экватору. Для заданной длины единицы (шаг сетки) *d* на плоскости *x*-*y* масштаб *M* задается так:

(8.3)
$$M = \frac{R}{d} \cdot \left(1 + \sin \phi_0\right)$$

где *R* (= 6370 км) – радиус Земли. Обратная трансформация, т.е. долгота и широта как функция *x* и *y*, задается так:

(8.4)
$$\lambda = \lambda_0 + \arctan\left(\frac{x - x_p}{y_p - y}\right)$$

И

(8.5)
$$\phi = \frac{\pi}{2} - 2 \cdot \arctan(r/M) \quad npu \quad r = \sqrt{(x - x_p)^2 + (y - y_p)^2}$$

arctan в ур. еq.8.5 дает верную долготу для квадранта 4 ($x > x_p$ и $y < y_p$) и квадранта 3 ($x < x_p$ и $y < y_p$); для квадранта 1 необходимо прибавить π (=180°) ($x > x_p$ и $y > y_p$), а из квадранта 2 ($x < x_p$ и $y > y_p$) его вычесть. Обратите внимание, что квадрант 4 покрывает (большую часть) Европы.

Каждая стереографическая проекция – это так называемая конформная проекция, т.е. угол на сфере остается таким же и на плоскости проекции, и наоборот. Стереографическая проекция, однако, искажает территории (даже локально), т.е. проекция не является идентичной территориям (см. ниже).

Мы определяем **ячейку сетки** (i,j) как квадрат на плоскости *x-у* с длиной стороны d (см. ур. 8.3) и центральной точкой как интегральной частью *x* and *y*, т.е.

(8.6)
$$i = nint(x)$$
 u $j = nint(y)$

где 'nint' – ближайшее целое число (округляющая функция). Соответственно четыре угла ячейки сетки имеют координаты ($i\pm \frac{1}{2}$, $j\pm \frac{1}{2}$).

8.1.2 Сетка ЕМЕР

<u>Сетка 50×50 км² (сетка ЕМЕР50)</u>:

Эйлерианская дисперсионная модель EMEP/MSC-W создает поля концентрации и отложений на сетке 50×50 км² с такими параметрами (см. также <u>www.emep.int</u>):

(8.7)
$$d = 50 \text{ KM}, \quad (x_p, y_p) = (8,110), \quad \phi_0 = \frac{\pi}{3} = 60^\circ \text{ N}, \quad \lambda_0 = -32(\text{ T.e.} 32^\circ \text{ W})$$

получаем масштаб М=237.7314...

Сетка 150×150 км² (сетка ЕМЕР150):

Система координат, используемая EMEP/MSC-W для (старой) лагранжевой модели транспортировки дальнего действия, определяется следующими параметрами (Солтбоунз и Довланд 1986):

(8.8)
$$d = 150 \text{ KM}, \quad (x_p, y_p) = (3,37), \quad \phi_0 = \frac{\pi}{3} = 60^\circ \text{ N}, \quad \lambda_0 = -32^\circ (\text{T.e} \ 32^\circ \text{ W})$$

откуда получаем М=79.2438....

Ячейка сетки EMEP150 (*i*,*j*) содержит $3 \times 3=9$ EMEP50 ячеек сетки (*m*,*n*) со всеми комбинациями индексов m=3i-2, 3i-1, 3i и n=3j-2, 3j-1, 3j. Часть двух систем сеток EMEP, покрывающих Европу, показана на рис. 8.1.



Рис. 8.1: Сетки EMEP150 (сплошные линии) и EMEP50 (пунктирные линии). Числа внизу и справа – индексы сетки EMEP150; наверху и слева - EMEP50 (каждый третий).

Для перевода точки (*xlon,ylat*), данной в градусах долготы и широты, в координаты ЕМЕР (*emepi,emepj*) можно использовать следующую подпрограмму FORTRAN:

```
(Здесь и далее перевод кода дается другим цветом.Чтобы получить оригинальный вид программы – просто удалите его)
subroutine llemep (xlon,ylat,par,emepi,emepj)
!
! This subroutine computes for a point эта подпрограмма рассчитывает точку(xlon,ylat),
where xlon is the
```

longitude где xlon - это долгота (<0 west of Greenwich) <0 к западу от Гринвича and ylat is ! the latitude in degrees a ylat - широта в градусах, its EMEP coordinates координаты EMEP(emepi, emepj) with parameters given in с ! параметрами, заданными в par(). par(1) ... size of grid cell (km) ! (par(2),par(3)) = (xp,yp) ... ЕМЕР coordinates of the North Pole координаты ЕМЕР Т северного полюса 1 real(4) xlon, ylat, par(*), emepi, emepj 1 data Rearth /6370./ ! radius of spherical Earth (km) радиус сферической Земли data xlon0 /-32./ ! = lambda 0 data drm /1.8660254/ ! = 1+sin(pi/3) = 1+sqrt(3)/2 data pi180 /0.017453293/ ! = pi/180 data pi360 /0.008726646/ ! = pi/360 data drm /1.8660254/ Ţ em = (Rearth/par(1)) * drmtp = tan((90.-ylat)*pi360)rlamp = (xlon-xlon0)*pi180emepi = par(2)+em*tp*sin(rlamp) emepj = par(3) -em*tp*cos(rlamp) return end subroutine llemep

координаты EMEP50 мы получаем, запуская эту подпрограмму с *par*(1)=50, *par*(2)=8 и *par*(3)=110; координаты EMEP150 – с *par*(1)=150, *par*(2)=3 и *par*(3)=37. И наоборот, координаты точки EMEP можно перевести в ее долготу и широту с помощью следующей подпрограммы:

```
subroutine emepll (emepi,emepj,par,xlon,ylat)
!
!
      This subroutine computes for a point подпрограмма рассчитывает точку (emepi, emepj) in
the EMEP
      coordinate system B cucreme координат EMEP, defined by the parameters in задаваемую
1
параметрами в par(), its
      longitude c xlon долготой and latitude и ylat широтой in degrees в градусах.
!
Т
      par(1) ... size of grid cell размер ячейки сетки (km)
1
T.
      (par(2),par(3)) = (xp,yp) ... ЕМЕР coordinates of the North Pole координаты ЕМЕР
северного полюса
1
      real(4)
                           emepi, emepj, par(*), xlon, ylat
!
      data Rearth /6370./ ! radius of spherical Earth (km) радиус сферической Земли
                                 ! = lambda 0
      data xlon0 /-32./
      data drm /1.8660254/ ! = 1+sin(
data pi180 /57.2957795/ ! = 180/pi
                                   ! = 1 + \sin(\overline{p}i/3) = 1 + \operatorname{sqrt}(3)/2
      data pi360 /114.591559/ ! = 360/pi
Т
      emi = par(1) / (Rearth*drm) ! = 1/M
      ex = emepi-par(2)
      ey = par(3)-emepj
      if (ex == 0. .and. ey == 0.) then ! North Pole
        xlon = xlon0 ! or whatever
      else
        xlon = xlon0+pi180*atan2(ex,ey)
      endif
      r = sqrt(ex*ex+ey*ey)
      ylat = 90.-pi360*atan(r*emi)
                                            return
      end subroutine emepl1
```

8.1.3 Область ячейки сетки ЕМЕР

Как уже было сказано выше, стереографическая проекция не отображает адекватно территории, напр., ячейка сетки EMEP 50x50 км² на плоскости проекции будет составлять только 2500 км², что нереально на глобусе. Область ячейки сетки EMEP *A* с нижним левым углом в (x_1, y_1) и верхним правым углом в (x_2, y_2) задается так:

(8.9)
$$A(x_1, y_1, x_2, y_2) = 2R^2 \cdot \{I(u_2, v_2) - I(u_1, v_2) - I(u_2, v_1) + I(u_1, v_1)\}$$

где $u_1 = (x_1 - x_p)/M$, и т.д.; а I(u,v) – двойной интеграл (детали см. в «Пош и др. 1997»):

(8.10)
$$I(u,v) = \iint \frac{2dudv}{(1+u^2+v^2)^2} = \frac{v}{\sqrt{1+v^2}} \cdot \arctan\frac{u}{\sqrt{1+v^2}} + \frac{u}{\sqrt{1+u^2}} \cdot \arctan\frac{v}{\sqrt{1+u^2}}$$

Эти два уравнения позволяют рассчитать область ячейки ЕМЕР (i,j) путем задания $(x_1,y_1)=(i-\frac{1}{2},j-\frac{1}{2})$ и $(x_2, y_2)=(i+\frac{1}{2},j+\frac{1}{2})$.

Следующие функции FORTRAN рассчитывают область ячейки EMEP для случайных индексов сетки (*i,j*), для EMEP50 или EMEP150, в зависимости от задания параметров в *par*() (см. выше):

```
real function aremep (par,i,j)
!
      Returns the area рассчитывает область в (in km2) of an ax-parallel cell ячейки, параллельной
1
осиwith
      centerpoint с центральной точкой (i, j) in the EMEP grid на сетке EMEP defined by определяемой
1
параметром par().
1
      par(1) ... size of grid cell размер ячейки сетки (km)
1
      (par(2),par(3)) = (xp,yp) ... ЕМЕР coordinates of the North Pole координаты ЕМЕР
1
северного полюса
!
      integer(4) i, j
                         par(*)
      real(4)
1
      external
                         femep
T
      data Rearth /6370./ ! radius of spherical Earth (km) радиус сферической Земли
      data drm /1.8660254/ ! = 1+sin(pi/3) = 1+sqrt(3)/2
!
      x1 = real(i) - 0.5
      y1 = real(j) - 0.5
      emi = par(1) / (Rearth*drm) ! = 1/M
      u1 = (x1-par(2)) * emi
      v1 = (y1-par(3)) * emi
      u2 = u1 + emi
      v2 = v1 + emi
      ar0 = 2.*Rearth*Rearth
      aremep = ar0*(femep(u2,v2)-femep(u1,v2)-femep(u2,v1)+femep(u1,v1))
                                         return
      end function aremep
1
      real function femep (u,v)
ļ
      Function used in computing the area of an EMEP grid cell.
1
!
      real(4)
                          11. V
1
      ui = 1./sqrt(1.+u*u)
      vi = 1./sqrt(1.+v*v)
      femep = v*vi*atan(u*vi)+u*ui*atan(v*ui)
                                          return
```

end function femep

Коэффициент искажения области *а*, т.е. коэффициент между областью небольшого прямоугольника на сетке ЕМЕР и соответствующей областью на глобусе можно вывести через следующую операцию:

(8.11)
$$\alpha = \lim_{h,k\to 0} \frac{A(x,y,x+h,y+k)}{h\cdot k\cdot d^2} = \frac{R^2}{d^2 \cdot M^2} \cdot \frac{4}{\left(1 + (r/M)^2\right)}$$

где *R*, *M*, *d* и *r* определяются в ур. 8.1–8.5. Используя уравнения 8.3 и 8.5 и тождества $1/(1+\tan^2 z) = \cos^2 z$ и $2\cos^2(\pi/4-z/2) = 1+\sin z$, мы получаем следующее выражение для расчета коэффициента искажения области:

(8.12)
$$\alpha = \left(\frac{1+\sin\phi}{1+\sin\phi_0}\right)^2$$

которое показывает, что коэффициент искажения зависит только от широты ϕ , а (небольшие) территории не искажаются, т.е. $\alpha = 1$ только при $\phi = \phi_0 = 60^\circ$.

8.2 Процентили и изолинии защиты

В этом разделе мы опишем различные методы расчета процентилей функции кумулятивного распределения (cdf – cumulative distribution function), которая задается конечным числом величин. Затем мы обобщим концепцию процентиля для случая, где cdf определяется набором *функций* (функции критической нагрузки), давая в результате так называемую функцию процентиля (изолиния защиты).

8.2.1 Функция кумулятивного распределения

Допустим, что у нас есть величины критических нагрузок для экосистем в количестве *n*. Мы расставляем их в порядке возрастания, получая последовательность $x_1 \le x_2 \le ... \le x_n$. Каждая величина сопровождается (областью) веса A_i (*i*=1,...,*n*), которая характеризует размер (важность) соответствующей экосистемы. Отсюда мы можем рассчитать нормализованный вес w_i согласно:

(8.13)
$$w_i = A_i / \sum_{j=1}^n A_j, \quad i = 1, ..., n$$

что приводит нас к:

(8.14)
$$\sum_{i=1}^{n} w_i = 1$$

Функция кумулятивного распределения (cdf) этих *n* величин критической нагрузки определяется, таким образом, так:

(8.15)
$$F(x) = \begin{cases} 0 & \text{для} & x < x_1 \\ W_k & \text{для} & x_k \le x < x_{k+1} \\ 1 & \text{для} & x \ge x_n \end{cases}$$

при

(8.16)
$$W_k = \sum_{i=1}^k w_i, \quad k = 1, ..., n$$

F(x) – вероятность того, что критическая нагрузка будет меньше (или равна) x, т.е. 1-F(x) – это доля защищенных экосистем. При таком определении F(x) приобретает математические свойства cdf: F – это постепенно и непрерывно возрастающая вправо функция с $F(-\infty)=0$ и $F(\infty)=1$. На рис. 8.2. показан пример cdf; обратите внимание, что функция принимает только конечное число величин.



Рис. 8.2: (а) Пример функции кумулятивного распределения (cdf) для n=5 ($x_1 < x_2 < x_3 < x_4 < x_5$, при весе $w_1=2/15$, $w_2=4/15$, $w_3=5/15$, $w_4=1/15$, $w_5=3/15$). Заполненные (пустые) кружки сигнализируют, является ли (не является) точка частью функции. Та же cdf начерчена через соединение всех точек – так обычно cdf и изображается.

8.2.2 Квантили и процентили

Все экосистемы в регионе (ячейка сетки) являются защищенными, если отложение остается ниже самых малых величин критической нагрузки. Для того, однако, чтобы избавиться от зон, находящихся за пределами функции, разобраться с неясностями при расчете критической нагрузки, а также убедиться в том, что защищен достаточный процент экосистем, с отложением сравнивают (низкие) процентили cdf.

q-й *квантиль* (0≤q≤1) функции cdf *F*, обозначенный x_q , это величина, удовлетворяющая следующему условию:

$$(8.17) F(x_a) = q$$

что означает, что x_q , рассматриваемый как функция q, является инверсией cdf, т.е. $x_q = F^{-1}(q)$.

Процентили можно получить, шкалируя квантили к 100, т.е. *р*-й процентиль – это (*p*/100)-й квантиль. Другие используемые термины - это *медиана* для 50-го процентиля, нижний и верхний *квантили* для 25-го и 75-го процентилей соответственно. Мы также предлагаем использовать термин *пентиль* для 5-го процентиля (от греч. слова *penta - nять*). Обратите внимание, что *p*-й процентиль критической нагрузки защищает 100–*p* процентов экосистем.

Расчет квантилей, т.е. инверсии функции cdf, заданной конечным числом точек, создает определенную сложность: из-за дискретной природы cdf единственной инверсии просто не существует. Для многих величин q вообще не существует величины x_q , которая могла бы заключаться в уравнении 8.17; а для *n*-ного числа величин x_i такая величина существует (т.е. $q=F(x_i)$), но полученный квантиль не является единственным – можно брать любую величину между x_i и x_{i+1} (см. рис. 8.2). Поэтому cdf округляется (интерполируется) функцией, которая позволяет решить уравнение 8.17 для каждого q. Не существует как единственного приближения, так и единственного допустимого способа для расчета процентилей. Пош и др. (1993), например, обсуждают шесть таких методов. Обратите внимание, что, как правило, определения даются для данных с одинаковым весом (т.е. $w_i=1/n$), но обобщение до случайных весов чаще всего прямолинейное. Не стоит также и упускать из виду, что различия между разными методами приближения исчезают, если количество точек становится очень большим (а все веса маленькими).

Дальше мы подробнее рассмотрим два типа функций квантилей: (а) выведенные из линейной интерполяции cdf, и (b) использующие эмпирическую cdf. После обсуждения их уравнений для случайных весов мы обсудим их преимущества и недостатки.

(a) Линейная интерполяция cdf:

В этом случае функция квантиля является инверсией линейно интерполированной cdf, заданной:

(8.18)
$$\mathbf{x}_{q} = \begin{cases} \mathbf{x}_{1} & \text{для} & q \leq \mathbf{w}_{1} = \mathbf{W}_{1} \\ \mathbf{x}_{k} + (\mathbf{x}_{k+1} - \mathbf{x}_{k}) \cdot \frac{\mathbf{q} - \mathbf{W}_{k}}{\mathbf{w}_{k+1}} & \text{для} & \mathbf{W}_{k} < \mathbf{q} \leq \mathbf{W}_{k+1} \\ \mathbf{k} = 1, ..., \mathbf{n} \end{cases}$$

где *W_k* определяются в уравнении 8.16. Пример показан на рис. 8.3а.



Рис 8.3: Примеры двух функций квантилей, которые обсуждались в тексте. Величины и веса те же, что и на рис. 8.2. Заполненные (пустые) круги означают, является ли (не является) точка частью функции. Тонкие горизонтальные линии обозначают функцию кумулятивного распределения (cdf). Обратите внимание, что почти для всех значений *q* (напр. *q*=0.35) получающийся в результате квантиль меньше на (а), чем на (b).

Преимущество этой функции квантиля заключается в том, что она непрерывна, т.е. небольшое изменение q ведет лишь к небольшому изменению получаемого в результате квантиля x_q . Здесь, однако, скрыты три описанных ниже недостатка:

(i) В случае двух (или более) точек с идентичными данными определение функции квантиля не является единственным: для одинаковых величин критической нагрузки форма функции интерполяции зависит от порядка весов (см. рис. 8.4a,a'). Проблему можно решить, сортируя веса точек с идентичными данными по размеру (начиная с наименьшего, как на рис. 8.4a.b). Это сводит разницу к функции эмпирического распределения (см. ниже), но при этом требует достаточно сложных (и длительных) операций для реальных вычислений.



Пример 8.4: Примеры двух функций квантиля, обсуждавшихся в тексте. Величины и веса такие же, как и на рис. 8.2, за исключением того, что $x_3 = x_4$ (сравните с рис. 8.3). Обратите внимание, что форма линейно интерполированной функции квантиля (a,a') зависит от порядка весов для равных величин.

(ii) Как мы уже упоминали ранее, критическая нагрузка x_q выбирается для защиты (1-q)-й доли экосистем в пределах заданного региона (ячейки сетки). Однако, для линейной интерполированной функции квантиля конкретный выбор q дает величины x_q *меньше* реальной величины,

необходимой для защиты доли экосистем 1-q (см. рис. 8.3). Это, разумеется, хорошо для экосистем, однако может привести к завышению издержек на снижение.

(iii) При использовании линейной интерполяции расчет квантилей не сохраняет порядок. Можно сказать, что порядок сохранится функцией квантиля в том случае, если для двух cdf верно следующее:

(8.19)
$$F_1(x) \le F_2(x)$$
 для всех $x \implies x_q^{(1)} \le x_q^{(2)}$ для всех q

т.е. меньшая cdf ведет к меньшим квантилям. На фигуре 8.5а показан пример с двумя наборами данных $x_1,...,x_n$ и $y_1,...,y_n$ для одинакового количества *n* экосистем с одинаковыми весами $w_1,...,w_n$ и свойства $x_i < y_i$ для i=1,...,n (напр. CL_{min} 's и CL_{max} 's (CL – *critical load* – *критическая нагрузка*)). Но для конкретных величин *q* выясняется, что $x_q > y_q$ при расчете через линейную интерполяцию (рис. 8.5а).



Рис. 8.5: Пример двух функций квантиля, каждая для трех величин (x_1 , x_2 , x_3 и y_1 , y_2 , y_3) и общих весов w_1 , w_2 , w_3 и свойства $x_i < y_i$ для i=1,2,3. В случае (а), однако, медиана $x_{0.5}$ больше медианы $y_{0.5}$.

(b) Функция эмпирического распределения:

В этом случае функция квантиля приобретает только величины, определяющие cdf:

(8.20)
$$\mathbf{x}_{q} = \begin{cases} \mathbf{x}_{1} & \text{для} & q < \mathbf{w}_{1} = \mathbf{W}_{1} \\ \mathbf{x}_{k} & \text{для} & \mathbf{W}_{k-1} \leq q < \mathbf{W}_{k} \text{, } k = 2,..., n-1 \\ \mathbf{x}_{n} & \text{для} & q \geq \mathbf{W}_{n-1} \end{cases}$$

Пример такой функции квантиля показан на рис. 8.3b. К недостаткам такой функции квантиля можно отнести ее прерывность, т.е. очень небольшое изменение q может привести к серьезному изменению квантиля x_q (прыжок от x_i к $x_{i\forall 1}$).

Ни один из недостатков линейной интерполяции этой функции не присущ, тем не менее:

(i) идентичные величины не ведут к двусмысленностям (см. рис. 8.4b,b'),

(ii) квантиль x_q защищает (по меньшей мере) некоторую долю q экосистем (см. рис. 8.3b), и

(iii) при расчете квантилей сохраняется порядок (см. ур. 8.19 и рис. 8.5b).

Последнее из перечисленных свойств (iii) превращает функцию эмпирического распределения в единственный возможный выбор расчета квантилей. Приведенная ниже подпрограмма FORTRAN рассчитывает квантиль *q* заданного вектора данных при соответствующем векторе весов. Данные

необходимо расположить в восходящем порядке, однако нет необходимости приводить веса к одному:

```
subroutine qantilcw (q,num,vec,wei,xq)
!
      This subroutine computes Эта подпрограмма рассчитывает the q-quantile квантиль xq of the
!
величин num values in в vec()
     - sorted in ascending order расположенных в восходящем порядке - with corresponding
!
weights с соответствующими весами wei()
!
      from the empirical distribution function.из функции эмпирического распределения
1
      integer(4)
                          num
                          q, vec(*), wei(*), xq
      real(4)
!
      if (num == 0) stop 'Quantile of nothing?квантиль ничего?!'
      if (q < 0. .or. q > 1.) stop 'q outside [0,1]!'
1
      wsum = wei(1)
      do k = 2, num
        wsum = wsum+wei(k)
        if (vec(k) < vec(k-1)) stop 'Data not sorted!Данные не рассортированы!'
      end do
!
      qw = q*wsum
      sum = 0.
      do k = 1, num
        sum = sum+wei(k)
        if (qw < sum) then
          xq = vec(k)
                                           return
        end if
      end do
      xq = vec(num) ! if q=1
                                          return
      end subroutine gantilcw
```

8.2.3 Функции процентиля и изолинии защиты

В этом разделе мы обобщим концепцию функции кумулятивного распределения (cdf) и квантиля (процентиля) для случая, когда данные (напр. критические нагрузки) даны функциями (а не простыми величинами), т.е. рассмотрение двух загрязнителей (напр. серы и азота в случае закисления) ведет к так называемой функции процентиля или изолиниям защиты (экосистемы).

В дальнейшем мы предполагаем, что некая функция (критической нагрузки) определяется наборам пар данных (точек пересечения) (x_{j}, y_{j}) , (j=1,...,m), и задается соединением (x_{1}, y_{1}) с (x_{2}, y_{2}) и т.д., таким образом превращаясь в многоугольник в плоскости х-у. Мы отмечаем этот многоугольник следующим образом:

(8.22) $f = [(x_1, y_1), ..., (x_m, y_m)]$

Для величин x_j и y_j мы предполагаем, что:

(8.23) $0 = x_1 \le x_2 \le ... \le x_m$ u $y_1 \ge y_2 \ge ... \ge y_m = 0$

т.е. точки пересечения на многоугольнике перечисляются слева направо, начиная с оси у, и заканчивая на оси х. Ур. 8.23 также означает, что многоугольник постепенно уменьшается, когда рассматривается как функция *х* или *у*. (И наоборот, перечисление можно начать с оси х и т.д.). Записью (x,y) < f мы имеем в виду, что точка (x,y) лежит ниже многоугольника (т.е. критические нагрузки не превышены).

При рассмотрении критической нагрузки для кислотности S и N, мы определяем ее функцию для экосистемы тремя величинами, а именно $CL_{min}(N)$, $CL_{max}(N)$ и $CL_{max}(S)$; в виде многоугольника с m=3 точками пересечения она может, согласно уравнению 8.22, быть записана следующим образом:

(8.24)
$$CLF = [(0, CL_{max}(S)), (CL_{min}(N), CL_{max}(S)), (CL_{max}(N), 0)]$$

где мы допускаем, что отложение N прочерчено вдоль оси x, а отложение S – вдоль оси y.

Теперь допустим, что у нас есть *n* функций критических нагрузок $f_1,...,f_n$ с весами, соответственно, $w_1,...,w_n$ ($\Sigma w_i=1$). Вообще, рассортировать эти функции критических нагрузок не представится возможным, т.е. невозможно сказать, что f_i больше или меньше f_j , потому что $CL_{max}(S)$ для f_i могла бы быть больше, а $CL_{max}(N)$ – меньше, чем соответственные величины для f_j (см. рис. 8.6 для примеров). Тем не менее, мы можем определить функцию кумулятивного распределения F следующим образом:

(8.25)
$$F(x, y) = \sum_{(x, y) < f_i} w_i$$

имея в виду, что для заданной точки (x,y) мы суммируем все веса w_i , для которых $(x,y) < f_i$, т.е. для которых нет превышения. Очевидно, $0 \le F(x,y) \le 1$, а F в противном случае имеет все свойства (двухмерной) cdf. Теперь процентиль p можно легко определить как пересечение такой функции с горизонтальной плоскостью на высоте q=p/100. Результат (спроектированный на плоскость x-y) представляет собой кривую, точнее многоугольник со свойством, определенным в уравнении 8.23. Если f_q – это функция квантиля (процентиля) для заданного q, то каждая точка (x,y), т.е. каждая пара отложений N и S с $(x,y) < f_q$, защищает (по меньшей мере) долю 1-q экосистем. f_q также называется изолинией защиты (экосистемы). Обратите внимание, что изолинии защиты для одного набора многоугольников (функций критической нагрузки) не пересекаются (хотя могут частично совпадать), а для $r < s f_r$ лежат ниже f_s .

Так как точный расчет функции процентиля вряд ли осуществим в реальности (особенно в случае большого числа функций критических нагрузок), мы можем воспользоваться методом приближения (см. рис. 8.6): мы прочертим лучи через начало координат плоскости х-у (т.е. линии с постоянным коэффициентом отложений S:N) и вычислим пересечения этих лучей со всеми функциями критических нагрузок (маленькие круги на рис. 8.6а). Для каждого луча точки пересечения будут рассортированы в зависимости от их расположения от начала координат, а выбранные квантили этих расстояний мы можем рассчитать уравнением 8.20. И, в конечном итоге, мы свяжем окончательные величины квантилей для получения функций процентиля (изолинии защиты). Как показано на рис. 8.6b, изолинии защиты вовсе необязательно должны быть выпуклыми.



Рис. 8.6: Расчет изолиний защиты: (а) набор функций критических нагрузок (CL) и пересечение этих функций с лучами, исходящими из начала координат (небольшие круги); (b) расчет процентилей (q=0.25, 0.50 и 0.75 в данном случае) вдоль каждого луча (небольшие ромбы) и их связывание для получения изолиний защиты (толстые [красные] линии).

8.3 Среднее накопленное превышение

Выше мы показали, как можно объединить данные по критическим нагрузкам при помощи функций кумулятивного распределения и изолиний защиты. Сейчас мы хотели бы выполнить ту же работу для превышений, рассчитываемых для двух загрязнителей, т.е. превышения функций критической нагрузки. Пусть $Ex_i(N_{dep}, S_{dep})$ – это превышение экосистемы *i* с территорией A_i , как это определено в главе 7, тогда мы определяем *накопленное превышение* (AE – от англ. accumulated exceedance) *n* экосистем в области (ячейке сетки) как:

(8.26)
$$AE(N_{dep}, S_{dep}) = \sum_{i=1}^{n} A_i Ex_i(N_{dep}, S_{dep})$$

Для определенного отложения AE – это общее количество кислотности (в эк/год), которая откладывается в избытке, превышающем критические нагрузки для области в определенный год. Таким образом, эта функция находится в сильной зависимости от общей площади экосистемы в ячейке сетки. Чтобы свести эту зависимость к минимуму и получить количество, непосредственно сравнимое с отложениями (в эк/га/год), мы определяем *среднее накопленное превышение* (average accumulated exceedance – AAE) через деление функции AE на общую площадь экосистемы:

(8.27)
$$AAE(N_{dep}, S_{dep}) = AE(N_{dep}, S_{dep}) / \sum_{i=1}^{n} A_{i}$$

Вместо общей площади экосистемы можно также производить деление на другую площадь, напр. на площадь с превышением для заданного (фиксированного) сценария отложений. Однако перерасчет ААЕ с другими площадями при изменившихся отложениях может привести к противоречиям: новая ААЕ может быть больше, несмотря на уменьшающееся отложение – и показать это можно на простых примерах. По аналогии с изолиниями защиты, изолинии ААЕ можно рассчитать для заданной области (ячейки сетки).

8.4 Превышение критической нагрузки и методы заполнения пустот

За исключением самых ранних протоколов, для определения сценариев снижения выбросов специалисты по моделированию интегрированных оценок использовали единообразные снижения

избытков отложений в *процентах* (т.н. *заполнение пустот*). Далее мы опишем различные методы заполнения пустот и продемонстрируем их работу на примере единичного загрязнителя. В этом параграфе мы, главным образом, следуем источнику «Пош и др. (2001)».

В протоколе по сере 1994 года в качестве окисляющего загрязнителя была рассмотрена только сера (отложение N было фиксированным; оно, совместно с поглощением и иммобилизацией N, определяло долю серы). Более того, принимая во внимание неясности при расчетах CL (критических нагрузок), было решено использовать 5-й процентиль функции cdf критической нагрузки в некоей ячейке сетки как единственную величину, представляющую чувствительность экосистемы данной ячейки. Поэтому превышение было лишь разницей между (текущим) отложением S и критической нагрузкой этого 5-го процентиля. Это проиллюстрировано на рис. 8.7а): Критические нагрузки и отложения прочерчены вдоль горизонтальной оси, а (относительная) площадь экосистемы – вдоль вертикальной оси. Жирная сплошная и жирная пунктирная линии – это два примера функций cdf критической нагрузки (у которых одинаковые критические нагрузки 5-го процентиля, показанные как «CL»). «D0» означает (текущее) отложение, более высокое по отношению к критическим нагрузкам 85%-тов территории экосистемы. Превышение в этой ячейке сетки – это разница между D0 и CL. Было решено везде снизить превышение на фиксированный процент, т.е. «заполнить пустоты» между (текущим) отложением и (5-процентильной) критической нагрузкой. На рис. 8.7а в качестве примера показано заполнение пустоты отложения в 60%. Как можно увидеть, фиксированное заполнение пустоты отложений может привести к очень отличающимся улучшениям в процентах защиты экосистемы (55% против 22%), в зависимости от формы cdf критической нагрузки.




Рис. 8.7: Функция накопленного распределения (жирная сплошная линия) критических нагрузок и различные методы заполнения пустот: (а) заполнение пустоты отложений, (b) заполнение пустоты экосистемы, и (c) заполнение пустоты накопленного превышения (AE). Жирная пунктирная линия на (a) и (b) отображает другую cdf, показывая, насколько отличающаяся защита экосистемы может получиться из такого же заполнения пустот отложений (a), или насколько отличающиеся снижения отложений необходимы для достижения того же уровня защиты (b).

Чтобы не упускать из виду все критические нагрузки внутри ячейки (а не только для 5-го процентиля), было предложено вместо заполнения пустот отложений использовать *заполнение пустот территории экосистемы*. Это проиллюстрировано на рис. 8.7b: для заданного отложения «D0» незащищенную территорию экосистемы, т.е. территорию с превышением отложением критических нагрузок, можно определить на вертикальной оси. После того, как определенное снижение (снижение на определенный процент) на незащищенной территории оговорено (напр. 60%), становится просто рассчитать требуемое снижение отложений для заданной cdf (D1 и D2 на рис. 8.7b). Другой важный аргумент в защиту использования заполнения пустот территории

8 Основные вопросы, связанные с картированием

экосистемы заключается в том, что его можно гораздо легче обобщить для двух (или более) загрязнителей, что невозможно в случае превышения на основе отложений. Такое обобщение стало необходимостью при обсуждении Гетеборгского протокола в 1999 году, т.к. и N, и S вносили вклад в закисление. Величины критических нагрузок были заменены на функции критических нагрузок, а процентили – на изолинии защиты (см. выше). Использование заполнения пустот территорий, однако, превращается в проблему, если существует лишь несколько величин или функций критических нагрузок для данной ячейки. В таком случае cdf становится крайне прерывистой, а небольшие изменения отложений могут привести или к отсутствию увеличения на защищаемой территории вообще, или к большим скачкам.

Для решения проблемы заполнения пустот территорий, связанной с прерывистостью cdf, и была предложена концепция накопленного превышения (AE) (см. выше). В случае с одним загрязнителем AE дается как территория под функцией cdf критических нагрузок (вся серая область на рис. 8.7c). Снижения отложений теперь обсуждаются с позиций *заполнения пустот AE* (или AAE), также проиллюстрированных на рис. 8.7c: 60%-ное заполнение пустоты AE получено отложением D1, которое снижает общую серую зону на 60%. Результат этого действия показан как темно-серая область. Кроме того, можно извлечь и соответствующий процент защиты (67%). Самым большим преимуществом AE и AAE является то, что оно плавно меняется с изменением отложения, даже при сильно прерывистых cdf, что облегчает оптимизацию расчетов интегрированной оценки. Преимущества и недостатки описанных выше трех методов заполнения пустот объединены в следующей таблице.

	Преимущества	Недостатки
Заполнение пустот	• Легко в использовании даже	• Принимает во внимание
отложений	для прерывистых cdf (т.е. для	только одну величину CL
(использовалось для	ячеек только с одной	(напр. 5-й процентиль).
протокола по сере 1994 года)	критической нагрузкой CL).	 Может привести к отсутствию роста на защищенной
		территории.
		 Сложно определимо для двух загрязнителей.
Заполнение пустот территории экосистемы	 Соответствует целям использования CL 	 Сложно (или даже невозможно) определить
(используется для стратегии закисления	(максимальная защита экосистемы).	заполнение пустот для прерывистых cdf (напр. для
EЭC)	• Легко применимо к любому количеству загрязнителей	ячеек только с одной CL).
Заполнение пустот	• АЕ (и ААЕ) – ровная и	• АЕ расширяет пределы
накопленного превышения (АЕ)	закругленная функция отпожения лаже при	определения критической нагрузки *
(использовалось для	прерывистых cdf	• Определение превышения не
Гетеборгского протокола в 1999 году)		является единственным для двух или более загрязнителей.

* Оно подразумевает линейную функцию ущерба, что, однако, может быть отнесено и к преимуществам.

Ссылки

- Posch M, Kämäri J, Johansson M, Forsius M (Пош М., Кэмэри Й., Йоханссон М., Форсиус М), (1993) Displaying inter- and intra-regional variability of large-scale survey results (Отображение меж- и внутрирегиональных различий результатов обзоров с крупным масштабом). *Environmetrics* 4: 341-352.
- Posch M, De Smet PAM, Hettelingh J-P, Downing RJ (eds) (Пош М., Де Смет ПАМ., Хеттелинг Й-П., Даунинг Р.Й), (1995) Calculation and mapping of critical thresholds in Europe (Расчет и картирование критических порогов в Европе). Status Report (Отчет о состоянии) 1995, Coordination Center for Effects (Координационный Центр по Воздействиям), RIVM Report 259101004, Bilthoven, Netherlands, iv+198 pp. www.rivm.nl/cce
- Posch M, Hettelingh J-P, De Smet PAM, Downing RJ (eds) (Пош М., Де Смет ПАМ., Хеттелинг Й-П., Даунинг Р.Й), (1997) Calculation and mapping of critical thresholds in Europe (Расчет и картирование критических порогов в Европе). Status Report (Отчет о состоянии) 1997, Coordination Center for Effects (Координационный Центр по Воздействиям), RIVM Report 259101007, Bilthoven, Netherlands, iv+163 pp. www.rivm.nl/cce
- Posch M, De Smet PAM, Hettelingh J-P, Downing RJ (eds) (Пош М., Де Смет ПАМ., Хеттелинг Й-П., Даунинг Р.Й), (1999) Calculation and mapping of critical thresholds in Europe (Расчет и картирование критических порогов в Европе). Status Report Отчет о состоянии) 1999, Coordination Center for Effects (Координационный Центр по Воздействиям), RIVM Report 259101009, Bilthoven, Netherlands, iv+165 pp. www.rivm.nl/cce
- Posch M, Hettelingh J-P, De Smet PAM (Пош М., Де Смет ПАМ., Хеттелинг Й-П) (2001) Characterization of critical load exceedances in Europe (Характеристика превышений критических нагрузок). *Water, Air and Soil Pollution* 130: 1139-1144.
- Saltbones J, Dovland H (Солтбоунз Дж., Довланд Х.) (1986) Emissions of sulphur dioxide in Europe in 1980 and 1983 (Выбросы двуокиси серы в Европе в 1980 и 1983 годах). (Отчет) EMEP/CCC Report 1/86, Norwegian Institute for Air Research, Lillestrøm (now in Kjeller), Norway (Норвежский институт исследований воздуха, Лиллестрем (в настоящее время в Кьеллере), Норвегия).

Приложение III: Перевод единиц измерения

Для удобства мы пользуемся термином «эквиваленты» вместо единицы СИ «моли заряда» (моль₃). Пусть X – ион с молекулярным весом M и зарядом z; тогда

(1)
$$\lg X = \frac{1}{M} \operatorname{mol} X = \frac{z}{M} \operatorname{eq} X$$

Является очевидным, что моли и эквиваленты равны при z = 1. Для отложений имеет место следующее:

Табл. III-1: Коэффициенты перевода для отложения серы (где г – граммы серы S,	M = 32,
z = 2). Для перевода умножить на коэффициенты, приведённые в таблице.	

Искомая ед.	$M\Gamma/M^2$	Γ/M^2	кг/га	моль/м ²	г-экв/м ²	г-экв/га
Исходная ед.						
$M\Gamma/M^2$	1	0,001	0,01	0,00003125	0,0000625	0,625
Γ/M^2	1000	1	10	0,03125	0,0625	625
кг/га	100	0,1	1	0,003125	0,00625	62,5
моль/м ²	32000	32	320	1	2	20000
г-экв/м ²	16000	16	160	0,5	1	10000
г-экв/га	1,6	0,0016	0,016	0,00005	0,0001	1

Табл. III-2: Коэффициенты перевода азотного отложения (где z – граммы азота; M = 14; z = 1). Для перевода умножить на коэффициенты, приведённые в таблице

т). Для перевода умпожить на коэффициенты, приведенные в таблице.						
Искомая ед.	$M\Gamma/M^2$	Γ/M^2	кг/га	моль/м ²	г-экв/м ²	г-экв/га
Исходная ед.						
$M\Gamma/M^2$	1	0,001	0,01	0,0000714	0,0000714	0,71428
Γ/M^2	1000	1	10	0,0714	0,0714	714,28
кг/га	100	0,1	1	0,00714	0,00714	71,428
моль/м ²	14000	14	140	1	1	10000
г-экв/м ²	14000	14	140	1	1	10000
г-экв/га	1,4	0,0014	0,014	0,0001	0,0001	1

Коэффициенты перевода для свинца (Pb) и кадмия (Cd) можно вывести аналогичным путём, приняв однородный заряд z = 2 и молярные веса M = 207,2 для Pb и M = 112,4 для Cd. Для ртути (Hg) z является переменным, M = 200,6.

Далее приводятся переводные коэффициенты для концентраций, а именно между мкг/м³ и ppm (частью на миллион) или ppb (частью на миллиард). Одна *ppm* – это одна часть загрязнителя в одном миллионе частиц смеси «воздух-загрязнитель». То, сколько (какая масса) их может содержаться в одном куб.м, зависит от плотности воздуха, т.е. от его температуры и давления; формула перевода такова:

(2)
$$1ppm = 1000ppb = \frac{M}{V_0} \mu g / m^3$$

где M – молярный вес (г/моль), $V_0 = 0,022414 \text{ м}^3$ /моль – молярный объём, т.е. объём, занимаемый одним молем при нормальной температуре $T_0 = 273,15 \text{ (}\approx 0^{\circ}\text{C}\text{)}$ и нормальном давлении $p_0 = 101,325 \text{ к}\Pi a$ (= 1 атм). Принимая условия идеального газа, перевод при других температурах и/или давлениях можно осуществлять заменой V_0 в уравн. (2) на:

(3)
$$\mathbf{V}_1 = \mathbf{V}_0 \cdot \frac{\mathbf{T}_1}{\mathbf{T}_0} \cdot \frac{\mathbf{P}_0}{\mathbf{P}_1}$$

Например, для $T_1 = 298$ К (=25°С) и $p_1 = p_0$, молярный объём $V_1 = 0,024453$ м³/моль.

Табл. Ш-3: Коэффициенты перевода	для концентраций	некоторых	загрязнителей	при двух
различных температурах.				

		Из ррв в мг/	/M ³ –	Из ррв в мг/м' –		
		умножать н	a:	умножать на	a:	
	M	<i>T</i> =0°C	<i>T</i> =25°C	<i>T</i> =0°C	<i>T</i> =25°C	
SO_2	64	2,855	2,617	0,350	0,382	
NO_2	46	2,052	1,881	0,487	0,532	
NH ₃	17	0,758	0,695	1,318	1,438	
O_3	48	2,141	1,963	0,467	0,509	

Перевод констант химического равновесия:

При работе с уравнениями химических равновесий нередко встаёт неприятная задача перевода констант равновесия в нужные единицы. Ниже приводится формула, которая в принципе покрывает большинство встречающихся случаев. Пусть А и В суть два химических соединения в следующем уравнении равновесия:

$$[A^{m\pm}]^{x} = K[B^{n\pm}]^{y}$$

где квадратные скобки заключают концентрации в моль/л («л» = литр), из чего следует, что единицами константы равновесия будут (моль/л)^{х-у}. Если концентрации надо выразить в г-экв/V, где V – произвольная единица объёма, причём $1л = 10^{c}V$, тогда постоянная равновесия в новых единицах выражается уравнением

(5)
$$K' = K \cdot 10^{c(y-x)} \frac{m^x}{n^y} (eq / V)^{x-y}$$

Примечание: Для перевода в моль/V, подставить m = n = 1 в уравнение (5); для перевода в *г*/V, подставить $m = 1/M_A$ и $n = 1/M_B$, где M_A и M_B – молекулярные веса соединений A и B соответственно.

Пример 1: Равновесие гиббсита выражено уравнением $[A1^{3+}] = K [H^+]^3$, т.е. m=3, x=1, n=1, y=3 и (к примеру) $K=10^8 (моль/л)^{-2}$. Для перевода в г-экв/м³, c = -3, и тогда $K' = 10^8 \cdot 10^{-3 \cdot (3-1)} \cdot 3 = 300 (г-экв/м^3)^{-2}$.

Вышеприведённое рассуждение можно также использовать для перевода констант обмена. Например, уравнение Гапона для обмена Al-Bc (Bc = "основные катионы") можно записать в виде

(6)
$$\frac{E_{Al}}{E_{Bc}} [Bc^{2+}]^{1/2} = k_{A/Bc} [Al^{3+}]^{1/3}$$

и поскольку обмениваемые дроби безразмерны, можно применить уравнение (5).

Пример 2: Пусть $\log_{10}k_{AlBc} = -2$; тогда $k_{AlBc} = 10^{-2} = 0,01 (моль/л)^{1/6} (x=1/2, y=1/3)$. Поскольку m=2, а n=3, то при переводе в г-экв/м³ (т.е. c =-3) получается $k_{AlBc} = 10^{-2} \cdot 10^{-3 \cdot (1/3 - 1/2)} \cdot (2^{1/2}/3^{1/3}) = 0,03100806 (г-экв/м³)^{1/6}$. А для k_{HBc} искомым множителем (г-экв/м³)^{-1/2} будет 0,002^{1/2} = 0.0447213.