

УДК 556.53:574

## **ЯВЛЯЮТСЯ ЛИ ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ЦЕЛИ ПОДХОДЯЩИМИ КРИТЕРИЯМИ ДЛЯ ОЦЕНКИ РЕЗУЛЬТАТОВ ВОССТАНОВЛЕНИЯ РЕКИ (НА ПРИМЕРЕ НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ РЕК РЕЙН И МААС В НИДЕРЛАНДАХ)**

© 2010 г. А. бий де Фаате<sup>1</sup>, У. Менке<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Гидробиологический консультативный центр «Уотерфауна», Лелистад, Нидерланды

<sup>2</sup>Государственная водная служба, Центр управления водными ресурсами, Лелистад, Нидерланды

**Ключевые слова:** речные экосистемы, антропогенные факторы, восстановление рек, целевые показатели, макрообентоза.

В статье проведен исторический анализ антропогенного освоения рек Маас и Рейн в Нидерландах. Обсуждаются причины и последствия геоморфологического изменения естественных русел рек. В статье приведены факты и современные гипотезы, объясняющие процесс появления новых видов водных организмов, появления видов-вселенцев при восстановлении качества воды и биотопов рек в Нидерландах.

### **Введение**

Экспоненциальное увеличение антропогенного давления в европейских реках началось несколько столетий назад, когда расширилась их функциональность). В дельте р. Рейн такой тип воздействия начался со строительства дамб примерно 11 веков назад. Постепенно бассейны рек утратили свою природную и экологическую сущность\* (Smits *et al.*, 2000). Именно регулирование рек стало первым шагом в этом направлении (Petts *et al.* 1992, Dynesius & Nilsson 1994). Поймы в нижнем течении были сужены за счет строительства дамб и плотин для осушения земель и защиты населения от паводков, потому изначальное отношение между стоком и шириной глубиной канала были полностью нарушены. В естественных условиях все три переменные

---

\* Библиографические ссылки во всей статье, а также список литературы оставлены в авторском оформлении

предположительно увеличиваются вниз по течению. Классические диаграммы (Church, 1992) показывают, например, ширину канала 500 м при стоке 1500 м<sup>3</sup>/с (средний сток р. Ваал, Нидерланды). В настоящее время этот важнейший рукав р. Рейн, являющийся

важным судоходным путем между гаванями Роттердама и промышленными районами Германии, имеет среднюю ширину канала всего 170 м (Nienhuis & Leuven 2001). Каналы реки были укорочены и нормализованы в целях улучшения стока, заужены в интересах судоходства и зарегулированы плотинами и шлюзами для управления водными ресурсами и защиты от паводков. С начала 1900-х гг., активизировалось строительство плотин в интересах производства гидроэлектроэнергии, питьевого водоснабжения и ирригации. В Северной Америке, Европе и бывшем Советском Союзе 71 % больших рек зарегулированы (среднегодовой сток > 350 м<sup>3</sup>/с до регулирования) (Dynesius & Nilsson 1994), в Великобритании - около 90 %, а в такой плотно заселенной стране как Нидерланды этот процент близок к ста (Nienhuis & Leuven 2001). Позднее реки использовались также для транзита вниз по течению отходов и сточных вод селитебных территорий (Walsh, 2000). Загрязнение рек особенно проявилось вслед за промышленной революцией в Европе (Nienhuis & Leuven 2001).

### **Инженерное обустройство реки**

Главными следствиями регулирования рек стали исчезновение прибрежных мест обитания, таких как боковые каналы, песчаные и гравийные отмели и берега, что вызвало резкое уменьшение экологического функционирования водно-наземных переходных зон (Van Urk & Smit 1989, Dister 1994, Gore & Shields 1995, Sparks 1995, Galat *et al.* 1998, Dohle *et al.* 1999). Противоположный эффект инженерного обустройства реки для речных мест обитания, в основном для макробеспозвоночных и рыб, в дельте Рейна и нижнем течении Мааса (рис.) был вызван строительством волнорезов и защитой берегов в летнем русле. За счет этих работ каменистые биотопы появились в литоральной зоне реки, где в естественных условиях присутствовали только песчаные и илистые биотопы. Каменистые биотопы формируют на себе разнообразные сообщества макро беспозвоночных (e.g., Allen 1995). В то время как дно больших природных рек на аллювиальных равнинах состоит из монотонной последовательности медленно движущихся песчаных дюн, которые не пригодны для колонизации большинства донных макробеспозвоночных. Если они и могут здесь жить,

то только при относительно низкой плотности (Morris *et al.* 1968). Однако, благодаря появлению искусственных каменистых биотопов, разнообразие и плотность макробеспозвоночных увеличивается в прибрежной зоне главных каналов рукавов Рейна и в нижнем течении Мааса. Улучшение качества воды за последние два десятилетия XX в. также сильно способствовало этому росту (Bij de Vaate 2003). Исследование, проведенное в Ваале, показало, что относительная плотность некоренных (видов-вселенцев) видов на искусственных каменистых биотопах выше по сравнению с естественными прибрежными местами обитания (Bij de Vaate *et al.* 2007).

### **Качество воды**

Данные об улучшении качества воды в голландской части рек Рейн и Маас приведены в работе Bij de Vaate (2003). Программы действий по рекам Рейн и Маас, запущенные, соответственно, в 1987 и 1997 гг., изначально были снова сфокусированы на улучшении качества воды. Страны рейнского бассейна, объединенные в Международной комиссии по защите р. Рейн от загрязнения (ICPR), согласились о целевом сокращении на не менее чем 50 % загрязнения приоритетными загрязняющими веществами к 1995 г. (по сравнению с ситуацией в 1985 г.). Кроме того, цели по качеству воды, установленные для Рейна, были установлены для примерно 50 приоритетных соединений, основанных не только на требованиях к производству питьевой воды и защите водных биоценозов, но также и на рыбохозяйственные санитарные требования (Van Dijk *et al.* 1995).

Цели в отношении сокращения загрязнения и повышения экологического качества р. Маас были установлены Международной комиссией по защите р. Маас (ICPM), объединившей страны бассейна с 1994 г. Основные цели: сокращение загрязняющих веществ с упором на пестициды, гербициды, тяжелые металлы и органические микрозагрязняющие вещества, поддержание и совершенствование экологического качества (ICPM 1997).

Для обеих рек программы действий были заменены планами управления бассейном реки, как это предписано Европейской рамочной водной директивой (EU 2000).

### **Качество речного дна**

Воздействие загрязняющих веществ на качество донных отложений было широко исследовано в зоне седиментации нижнего Рейна, в западной части его дельты. Качество донных отложений в этом районе все еще не соответствует требуемому уровню безопасности. На основе «триадного подхода» (Chapman 1986, Van de Guchte 1992) около 55 % точек, обследованных в 1992 и 1993 гг., были определены как районы, где наблюдаемые изменения биоценозов могут быть с высокой долей вероятности объяснены загрязнением донных отложений. (Den Besten *et al.* 1995). По мнению Reinhold-Dudok van Heel & Den Besten (1999), токсичность отложений в этом районе положительно коррелирует с концентрациями тяжелых металлов, нефтепродуктов, гексахлорбензола и эндрина. Peeters (2001) указал, что 13,8 % загрязняющих веществ объясняют изменения макробеспозвоночных в этом районе в период 1992–1995 гг., 14,7 % изменений макрозообентоса объяснялось ковариацией экологических переменных и загрязняющих веществ, в то время как естественные экологические факторы объясняют другие 17,3 % изменений донных беспозвоночных.

### **Восстановление реки**

Восстановление стало по-настоящему важным вопросом с конца 1980-х гг., когда была поставлена цель восстановления экологической целостности больших рек (Boon *et al.* 1992, Sparks 1995, Nienhuis & Leuven 1999, Pedrolí & Postma 1999). Основные аспекты восстановления – это улучшение продольной и поперечной континуальности, включая связность с подземными водами. Цель голландской политики восстановления рек состоит также и в сокращении фрагментации мест обитания (восстановление связности), поскольку долины рек считаются важными коридорами для миграции и распространения видов водных и наземных животных, а также для сохранения биоразнообразия (Aron, 1998). В рамках такой политики должны быть улучшены структура и функционирование экологических сетей с целью создания жизнеспособных популяций целевых видов (ICPR 1998, Foppen & Reijen 1998, Chardon *et al.* 2000). Однако, восстановление геоморфологических процессов для улучшения связности в рукавах Рейна и в нижнем течении Мааса возможно только очень ограниченным образом, из-за приданных им функций. Беспрепятственный сток воды и льда и функции рек, связанные с экономикой, остаются более важными, чем их экологические функции, в силу соображений безопасности и социально-экономических причин. На практике возможности для восстановления больших рек в Нидерландах в

основном имеются в транзитных прибрежно-водных переходных зонах в дельте Рейна и на участке Гренсмаас р. Маас за счет улучшения боковой связности (Van Dijk *et al.* 1995, Heiler *et al.* 1995, Simons *et al.* 2001, Buijse *et al.* 2002). Вдоль рукавов Рейна было определено несколько больших экологически значимых участков (по 1000–6000 гектаров каждый), с меньшими участками между ними, из которых всего около 7500 гектаров площади пойм обладают важной экологической функцией (Van Dijk *et al.* 1995). В голландской части р. Маас улучшение боковой связности является главной целью для участка Гренсмаас (Helmer *et al.* 1991), по которому проходит граница между Бельгией и Нидерландами. Продольная континуальность для рыб была реализована за счет строительства рыбоподъемников на плотинах зарегулированного Мааса. На полосе этого участка реки и приливной зоне Мааса были созданы вторичные каналы и заливные земли для повышения емкостной функции реки (ICPM 2002).

### **Некоренные виды**

Недавние события в сообществах макробеспозвоночных и рыб показывают растущее значение некоренных видов в рукавах Рейна и в нижнем течении Мааса. Список экзотических видов макробеспозвоночных и рыб, обнаруженных в пресноводных участках этих водных объектов, приведен в таблице. Некоторые из этих видов макробеспозвоночных являются эвригалными и/или теплолюбивыми, что ясно указывает на влияние повышенной концентрации хлора и/или теплового загрязнения на сообщества макро беспозвоночных. Существенная часть их имеет понто-каспийское происхождение. Большинство этих видов смогло колонизировать Рейн после строительства Главного дунайского канала, открытого в сентябре 1992 г. Начиная с этого времени, наблюдались, в основном, внесения экзотических видов из понто-каспийского региона (Schleuter *et al.* 1994, Bij de Vaate & Klink 1995, Schleuter & Schleuter 1995, Klink & Bij de Vaate 1996, Reinhold & Tittizer 1998, Schleuter & Schleuter 1998, Schmidt *et al.* 1998, Schöll & Behring 1998, Bij de Vaate & Swarte, 2001, Bij de Vaate *et al.* 2002). Некоторые из некоренных видов, недавно колонизировавших реки Рейн и Маас, амфиподы *Gammarus tigrinus*, *Dikerogammarus villosus* и *Chelicorophium curvispinum*, равноногие *Jaera istri*, двустворчатые *Corbicula fluminalis* и *C. fluminea*, и многощетинковый червь *Hypania invalida* скоро стали доминировать в сообществе макробеспозвоночных в нескольких биотопах в рукавах Рейна и в зарегулированных и подверженных приливам-отливам участках нижнего Мааса (Bij de Vaate 2003). Схемы

расширения диапазона понто-каспийских видов в зарегулированном и приливно-отливном Маасе показывают, что они преимущественно мигрировали через канал Маас-Ваал – рукотворное сооружение, соединяющее реки Ваал и Маас около Нимегена.

### **Целевые показатели восстановления реки**

Говоря о восстановлении рек, нужно учитывать, что представляют собой искусственно установленные целевые показатели с учетом реальных возможностей. Оценка качества окружающей среды основана на индикаторных и целевых видах, целевых сообществах, индексах разнообразия или индексах биологической целостности, при том допущении, что присутствие определенных видов или высокая степень биоразнообразия – это целевой показатель восстановления. Целевые показатели восстановления реки экстраполируются от эталонных водных объектов в те периоды, когда они имели малое или несущественное количество нарушений. В силу антропогенного стресса, присутствовавшего в такие периоды, эталонные сообщества нестабильны, что делает принципиально невозможным переключение от имеющегося нестабильного сообщества к относительно нестабильному желаемому состоянию (Scheffer *et al.* 2001).

Глядя на целевые показатели, мы должны признать, что масштаб оставшейся части поймы сильно лимитирует результаты восстановления реки. Природные прибрежные ландшафты в Нидерландах характеризовались обширными поймами и высокой гидравлической связностью, что приводило к сукцессивной ландшафтной мозаике с высокой гетерогенностью мест обитания, комплексными связями и обменом между сушей и водой. Взаимодействие между элементами ландшафта имело прямое отношение к возникновению, распределению и поддержанию биологического разнообразия речной системы (Junk 2000, Tockner *et al.* 2000, Robinson *et al.* 2002). Прибрежная фауна также обеспечивала важную обратную связь, которая влияла на пространственно-временную динамику ландшафта на протяжении длительных периодов времени (Naiman *et al.* 2000). Обустройство берегов нижнего течения Рейна и его рукавов, нижнего течения Мааса сильно ослабило эти речные гидросистемы (Petts & Amoros 1996). Нормализованные и канализованные главные русла и прилегающие узкие участки земли – это все, что осталось. По сравнению с изначальной ситуацией, прилегающие полосы земли недостаточно велики, чтобы разместить здесь

первоначально обитавшую фауну. Несмотря на это ограничение, эти небольшие участки земли сейчас остаются единственными частями речной долины, пригодными для восстановления реки, развития и сохранения природы.

Ключевыми элементами поддержания относительно высокого биоразнообразия в водно/наземных переходных зонах являются естественные паводковые изменения и геоморфологические процессы (Junk *et al.* 1989, Naiman & Décamps 1990, Bayley 1995, Ward 1998, Schiemer 1999). Эти процессы поддерживают характерные изменения на микро уровне, приводящие к пространственной гетерогенности и дифференциации в стадиях последовательности, и тем самым, к максимальному числу функциональных мест обитания (Naiman *et al.* 1988, Décamps & Tabacchi 1994, Décamps 1996, Harper *et al.* 1998). Однако возможности манипуляций прибрежных на участках земли, контролируемых паводком в полосках земли ограничены в силу причин, связанных с безопасностью (например, опасность прорывов дамб), и как следствие, перемещения русла реки, вызванные геоморфологическими процессами тоже ограничены. В таких районах разрешены только контролируемые человеком изменения, что на локальном уровне приводит к маломасштабному увеличению пространственной гетерогенности в силу градиентов в типах отложений, уклоне и растительном покрове берегов и градиентов стока после строительства вспомогательных каналов. Несмотря на свой размер и затрудненность стока через эти каналы, появляется относительно широкий функциональный спектр мест обитания, по сравнению с главным каналом (Schropp & Bakker 1996, Grift 2001, Grift *et al.* 2001, Simons *et al.* 2001).

В дополнение к сильно уменьшенным прибрежным ландшафтам и управляемые паводками изменениям в пограничных зонах между водными и наземными системами, западноевропейские реки заселяются большим количеством некоренных видов, в основном из-за взаимосвязей между бассейнами, целенаправленной интродукции и межконтинентального переноса (Bij de Vaate *et al.* 2002). Получается, что повторная колонизация после сокращения загрязнения в реках, модифицированных деятельностью человека, более благотворна для видов вселенцев, чем для коренных видов. Эти пришельцы затем подавляют развитие популяций коренных видов, хотя биоразнообразие в целом и возрастает (Van der Velde *et al.* 2002). Несмотря на то, что связь между биоразнообразием сообществ и их уязвимостью перед вторжениями еще предстоит определить, вероятность появления пришельцев, возрастает, если сообществу не хватает определенных видов, присутствующих при нормальных условиях (Van der Velde *et al.* 2002). Гипотеза, связывающая различные объяснения

повышенной вероятности появления пришельцев, заключается во флуктуации доступности ресурсов, в частности, увеличении количества неиспользуемых ресурсов (Davis *et al.* 2000). Рейн – это хороший пример того, как благодаря восстановлению возникает большое количество неиспользуемых ресурсов. Загрязнение в течение длительного периода ослабило исходные сообщества и вызвало утрату видов, что в первую очередь освобождает ниши для видов-пришельцев, мало чувствительных к загрязняющим веществам (Den Hartog *et al.* 1992).

Возможно ли предсказать состав сообществ, возникающих после восстановления рек, а также ту степень развития, при которой они могут рассматриваться как эталонные сообщества с целевыми видами. Ответ на поставленный вопрос отрицательный в силу стохастически происходящих нарушений, которые определяют совокупность сообществ. Даже изначальные сообщества, если они используются в качестве эталонных, подвергаются изменениям, которые могут оказать катастрофическое воздействие на местное биоразнообразие (e.g., Scheffer *et al.* 2001). В соответствии с работой Neumann (2002), сообщества макробеспозвоночных в Рейне еще не достигли сбалансированного состояния в процессе экологического восстановления из-за продолжающегося вселения некоренных видов и изменений в структуре мест обитания. Он предположил, что флуктуации доминирующих видов всегда были типичны для больших постледниковых рек Европы. Стохастически меняющееся отношение между флуктуациями уровня воды и ограниченными временами года периодами воспроизведения видов, также как и результаты меняющегося влияния хищников и конкурентов, считаются основными факторами.

Drake (1990), который определил сообщество как совокупность видов на некоторой площади, чьи пределы определены практическим объемом потока энергии, ввел термин «правило совокупности» (“assembly rule”) для описания механики того, как виды сообщества соотносятся друг с другом в настоящем состоянии. Это настоящее состояние – одно из состояний, существующее среди альтернативных. Механизмы и процессы, стоящие за получением альтернативных состояний, – это способы применения правил совокупности. Эти правила создают сообщества, которые, например, по-разному уязвимы перед вторжением коренных или видов-пришельцев. Сама по себе подверженность колонизации может рассматриваться как эмергентное свойство сообщества, как выражение набора правил совокупности. Стохастические события, такие как загрязнение воды, вызванное катастрофами, могут привести сообщество в альтернативное состояние за счет уничтожения части видов (Scheffer *et*



*al.* 2001). Возвращение сообщества в исходное состояние историей совокупности, из которой происходят правила совокупностей, результаты взаимодействия в реальном времени и групповые эффекты (Drake 1990). Кроме того, Cumming (2002) с помощью моделирования показал, что форма места обитания (или топология места обитания) является важным детерминантом скорости, с которой вторгающаяся популяция может заполнить имеющееся пространство.

Что касается загрязнения воды, Matthews *et al.* (1996) представили гипотезу «кондиционирования сообщества» (“community conditioning”), указав, что экологические сообщества сохраняют информацию о событиях в своей истории. Эффекты становятся видимыми после многомерного анализа результатов стандартизированных тестов на токсичность микрокосма. Ядовитые вещества подавляли популяцию дафний, что приводило к цветению водорослей. В позднейшей части теста популяции восстанавливались в силу разницы в дозе/реакции, повторно возникавшей из-за разницы в плотности у других потребителей (коловратки, ракушковые, инфузории) или водорослей, которые в нормальных условиях не потребляются (нитчатые и сине-зеленые водоросли). Фактически, Matthews *et al.* (1996) объяснили своей гипотезой «кондиционирования сообществ» те же самые процессы, на которые указывал Drake (1990), когда история совокупности управляет правилами совокупности.

## **Заключение**

В заключение можно сказать, что имеющиеся на настоящий момент целевые показатели восстановления реки, на уровне целевых видов или целевых сообществ, находятся под сильным влиянием методологического выбора. Они создают иллюзию возможности реставрации несбалансированного состояния прошлого, которое предполагается стабильным. Не следует удивляться в таком случае, что такая политика в отношении окружающей среды, направленная на создание стабильных экосистем, может фактически привести скорее к потере биологического разнообразия, чем к достижению поставленной цели (Reice 1994). Улучшения качества воды и донных отложений улучшит и качество жизни водных организмов, но правила совокупности определяют структуру сообществ, в которых некоренные виды включены как полноправные члены трофических групп. Обустройство природы в переходных зонах вода-суша (например, строительство вспомогательных каналов) увеличивает

количество функциональных мест обитания и, тем самым, биоразнообразия, без контроля регулирования уровня воды и геоморфологического вмешательства в поддержание состояния каналов, о настоящем восстановлении рек абсолютно не может быть речи. В этом случае правила совокупности также будут определять структуру сообществ. Конечная цель восстановления рек в Нидерландах поэтому должна пониматься не как целевые сообщества или целевые виды (с желаемой плотностью), но как максимальное число трофических групп организмов в локальном масштабе. Восстановление рек с такой целью – это не мираж, о котором у каждого есть свое собственное представление, не реализуя существующего научного потенциала безопасности и социально-экономическому развитию бывших пойм Рейна и Мааса.

### **Благодарность**

Автор выражает признательность Arnold Veen и Mervin Roos, Центр управления водными ресурсами, Rijkswaterstaat, Лелистад, представившим данные мониторинга.

### **Сведения об авторах**

Абрахам бий де Фате, expert, Waterfauna Hydrobiological Consultancy, 8212 AP Lelystad, The Netherlands, vaate@waterfauna.nl;

Уте Менке, executive assistant, Rijkswaterstaat Centre for Water Management, Lelystad, The Netherlands, ute.menke@rws.nl.