

**ОСНОВНЫЕ МЕТОДЫ ИЗУЧЕНИЯ ДРИФТА
РЕЧНОГО БЕНТОСА**

В.В. Богатов

*Биолого-почвенный институт ДВО РАН, пр. 100-летия Владивостока, 159,
Владивосток 690022 Россия. E-mail: bogatov@ibss.dvo.ru*

Показано, что дрейфт речного бентоса целесообразно измерять количеством или биомассой организмов, сносимых за определенное время через сечение потока шириной 1 м и высотой, равной глубине участка в исследуемый момент времени. Для количественной оценки дрейфта гидробионтов с учетом их плотности на грунте предложен показатель удельного дрейфта, а с учетом их продукции – показатель интенсивности дрейфта. Приведены примеры расчета новых параметров, а также основные способы отлова дрейфующих беспозвоночных.

THE MAIN METHODS FOR STUDY THE RIVER BENTHOS DRIFT

V.V. Bogatov

*Institute of Biology and Soil Sciences, Russian Academy of Sciences, Far East Branch,
100 letiya Vladivostoka Avenue, Vladivostok, 690022, Russia. E-mail: bogatov@ibss.dvo.ru*

It was shown that the river benthos drift can be expediently estimated as numbers or biomass of transported organisms through the cross sectional area of water flow for 1 m width and height equals to the depth of river part at the time of sampling. It was offered to calculate the specific drift rate, which takes into account benthic density, and an index of drift intensity, which considers rate of productivity. An example of calculation of the new parameters and modes of catch invertebrates lifted into the drift are given.

Под дрейфтом речного бентоса понимают перемещение донных беспозвоночных в речном потоке вниз по течению (Waters, 1972). Обычно различают «активный», или «поведенческий», дрейфт бентосных организмов, который осуществляется в результате самостоятельного подъема гидробионтов в толщу воды (чаще всего такой подъем происходит в ночной или сумеречный период суток), и «пассивный», или «постоянный», дрейфт, в котором участвуют организмы, случайно оторвавшиеся от субстрата (рис. 1). Если в результате дрейфта гидробионтов их биомасса на грунте уменьшается, увеличивается или остается неизменной, то говорят, соответственно, об «отрицательном», «положительном» и «нейтральном» дрейфте (Богатов, 1988). Дрейфт зрелых куколок или нимф амфибиотических насекомых, сопровождающийся массовым вылетом имаго, называют «предимагинальным» дрейфтом. В особых случаях выделяют «катастрофический» дрейфт, который может быть вызван как некоторыми экстремальными природными явлениями (крупные паводки), так и антропогенными факторами (залповый сброс загрязнений). В результате «катастрофического» дрейфта, как правило, происходит разрушение (уничтожение) отдельных донных сообществ.

При отборе и количественной оценке дрейфующих донных беспозвоночных необходимо учитывать чрезвычайную динамичность процесса их миграций, т.к. наиболее активный подъем организмов в толщу воды может происходить в короткие промежутки времени, чаще всего в вечерние сумерки и первые часы ночного периода. У отдельных

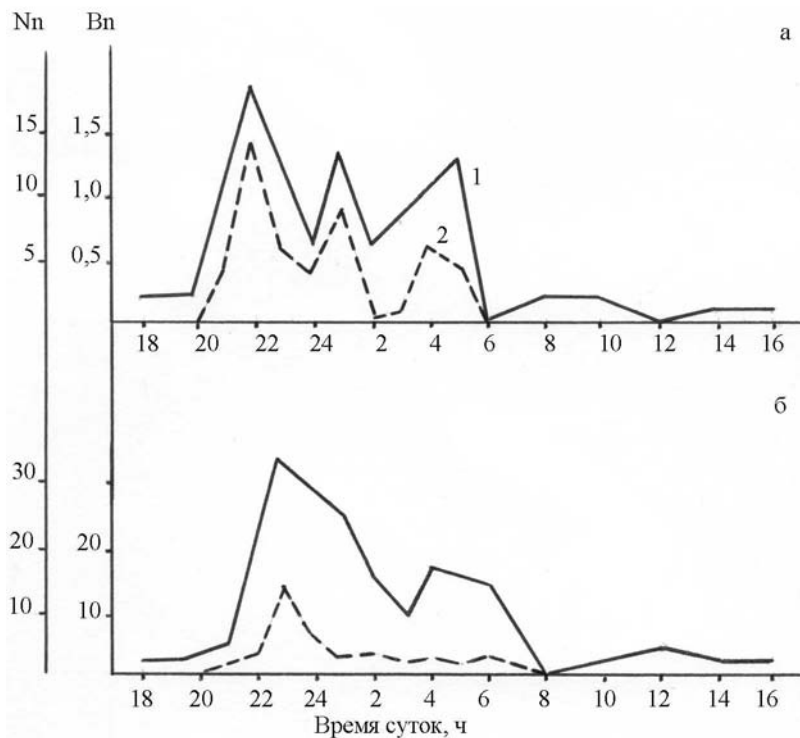


Рис. 1. Суточный дрейф личинок Carpiidae (а) и хирономид (б) в р. Бурейя 31.08–1.09.1976 г.: N_n (1) – численность, экз. в сачке за 10 мин; B_n (2) – биомасса, мг в сачке за 10 мин

гидробионтов пики подъема могут наблюдаться в иное темное время суток или утренние сумерки. Крайне редко значительная активность гидробионтов может происходить в дневное время. Тем не менее, например, на реках российского Дальнего Востока до 90 % мигрирующих донных организмов сносятся в ночные часы (Богатов, 1994).

Способы количественной оценки дрейфа речного бентоса

На рубеже 3-го тысячелетия опубликованы крупные научные работы, подводящие итоги более чем полувекового изучения экологии речных сообществ (Allan, 1995; River and stream..., 1995; Cushing, Allan, 2001; River and stream..., 1995; Wetzel, 2001; и др.), в том числе по методам исследования этих динамичных природных объектов (Methods in stream..., 1996). Однако до последнего времени в литературе практически отсутствовали обобщения по дрейфу речного бентоса, что объясняется в основном не разработанностью методов количественной оценки данного явления.

В настоящее время учет перемещающихся в толще воды бентосных организмов обычно производят с помощью сачков-ловушек или сеток различной конструкции. Затем по результатам уловов оценивают либо численность (биомассу) дрейфующих гидробионтов в определенном объеме воды (1 м³, 100 м³ или 1000 м³) для какого-либо момента или периода времени, либо численность (биомассу) мигрантов, пронесенных через фиксированную площадь сечения потока (1 м² сечения потока, входное сечение сачка-ловушки, живое сечение водотока и пр.) в единицу времени (несколько минут, час, сутки и т.п.). К сожалению, возможности использования подобных широко распространенных оценок дрейфа крайне ограничены. В частности, такие оценки вполне допустимы, если мы исследуем сообщество гидробионтов, функционирующее на определенном участке водотока при стабильных гидрологических условиях. Однако если необходимо

сопоставить сообщества из разных рек, имеющих разный гидрологический режим, или одно и то же сообщество, обитающее в условиях изменяющегося расхода воды, то указанные выше параметры оценок оказываются неприменимы.

Ранее нами было показано, что величину дрефта (D) на различных участках рек, имеющих относительно плоское русло, наиболее целесообразно оценивать количеством (D_n , экз./м²/сут) или биомассой (D_b , мг/м²/сут) организмов, сносимых за сутки через сечение потока, с фиксированной шириной, равной 1 м, и высотой, равной глубине участка (H , м) в исследуемый момент времени (Богатов, 1984). Таким образом, если гидрологический режим водотока изменяется, то будет изменяться и глубина исследуемого участка, т.е. площадь сечения. Использование данного способа оценки позволяет сопоставлять дрефт гидробионтов на разных участках рек. В этом случае независимо от глубины потока, расходов и скорости течения воды величина дрефта D_n или D_b будет представлять собой результат произведения двух параметров: средней дистанции дрефта гидробионтов (L , м) и их суточной миграционной активности (M), измеряемой числом (M_n , экз./м³/сут.) или биомассой (M_b , мг/м³/сут) организмов, которые в течение суток поднимаются с 1 м² площади грунта в толщу воды, объемом 1 м² × H (Богатов, 1984; Bogatov et al., 1995): $D_n = M_n \times L$ или $D_b = M_b \times L$.

Рассмотрим пример расчета величины дрефта D_n указанным способом для двух модельных участков рек, имеющих разные глубины, равные соответственно 0,1 и 1 м, но одинаковые средние по глубине скорости течения воды. Примем, что плотность гидробионтов на грунте в обоих случаях составляет 10 экз./м², при этом в течение суток для участия в дрефте в толщу воды над 1 м² грунта поднимается половина организмов, т.е. $M_n = 5$ экз./м³/сут, а их средняя дистанция дрефта составляет 10 м. Величину D_n находим простым умножением M_n на L . В результате D_n на каждом из модельных участков составит по 50 экз. организмов, снесенных за сутки через сечения 1 м × 0,1 м и 1 м × 1 м соответственно (5 экз. в условном объеме воды за сутки × 10 м = 50 экз./м²/сут). Понятно, что если бы мигранты в толще воды были распределены равномерно, то их дрефт, рассчитанный на единицу объема воды, или через фиксированную площадь сечения потока, на участке с глубиной в 0,1 м оказался бы примерно в 10 раз больше, чем на участке с глубиной в 1 м.

Если учесть, что измеренные значения D_n или D_b можно представить в виде произведений соответственно $D_n = M_n \times L$ или $D_b = M_b \times L$, то появляется возможность оценить значения M_n , M_b или L , когда один из этих параметров определен. Например, если известными методами (Elliott, 1971; McLay, 1970; Waters, 1965; Богатов, 1979, 1985) установлена дистанция дрефта, то миграционная активность оценивается как $M_n = D_n : L$ или $M_b = D_b : L$. И наоборот, если нам удалось определить миграционную активность, то дистанция дрефта рассчитывается как $L = D_n : M_n$ или $L = D_b : M_b$.

Наиболее важный момент оценки бентостака предложенным способом заключается в том, что он позволяет оценить удельный дрефт гидробионтов (D_c), учитывающий их численность или биомассу на единице площади грунта. В этом случае:

$$D_{cn} = D_n / N, \text{ а } D_{cb} = D_b / B,$$

где D_{cn} и D_{cb} – удельный дрефт гидробионтов, учитывающий соответственно их численность (N) и биомассу (B) на площади дна, равной 1 м²*. Поскольку D_n и D_b оцениваются за сутки, то размерности D_{cn} и D_{cb} будут равны сутки⁻¹ [экз. (г)/м²/сут : экз. (г)/м² = сут⁻¹]. Используя рассмотренную выше модельную ситуацию, нетрудно рассчитать удельный дрефт гидробионтов с учетом их численности (D_{cn}), который как на глубине 0,1 м, так и на глубине 1 м будет одинаков и составит 5 сут⁻¹ (50 экз./м²/сут : 10 экз./м² = 5 сут⁻¹). Фактически данный параметр показывает, во сколько раз численность или биомасса

*Для оценки удельного дрефта на небольших ручьях площадь сечения потока рекомендуется принимать равной 1 дм × H , в этом случае численность и биомасса гидробионтов на грунте оцениваются для 10 дм².

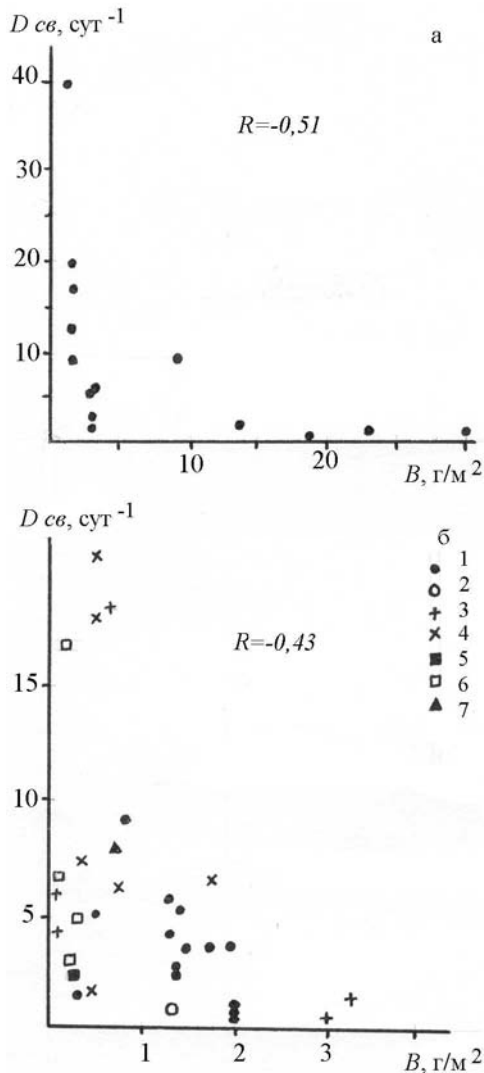


Рис. 2. Связь между удельным дрейфом гидробионтов (D_{cb} , сут⁻¹) и их биомассой (B , г/м²) на грунте в реках бассейна Нижнего Амура: а – *Gammarus lacustris*; б – личинки насекомых (1 – *Cinygmula cava*, 2 – *Cinygmula* sp., 3 – *Pseudocloeon fenestratum*, 4 – *Ephemerella aurivillii*, 5 – *Baetis* sp., 6 – личинки веснянок, 7 – *Baetis bicaudatus*)

При этом наиболее высокие значения удельного дрейфа оказались характерны для более мелких особей, обладающих, как известно, более высокой удельной скоростью роста. В частности, в р. Ухта в сентябре 1979 г. D_{cn} молоди амфипод с длиной тела до 4 мм составил 78,8 сут⁻¹, а у рачков с более крупными размерами – всего 6,3 сут⁻¹. Этот же показатель в октябре (перед ледоставом) для тех же групп амфипод составил 29,7 и 1,8 сут⁻¹ соответственно (Богатов, 1994). Полученные результаты косвенно указали на наличие определенной зависимости дрейфа гидробионтов от величины их суточной продукции.

** В работе В.В. Богатова (1984) удельный дрейф гидробионтов интерпретировался в виде гипотетической минимально возможной дистанции их дрейфа (L_{min}), которая достигается при условии, если в миграциях принимают участие все особи популяции.

гидробионтов, снесенных за сутки через сечение потока, площадью $1\text{ м} \times H$, больше их численности или биомассы на 1 м^2 площади грунта. Важно, что значения D_{cn} и D_{cb} не зависят от гидродинамики потока. При этом применяемый ранее близкий по смыслу показатель, представляющий собой отношение количества организмов, находящихся в толще воды над 1 м^2 площади грунта, к величине численности этих же гидробионтов на площади дна в 1 м^2 (Elliott, 1965; Williams, 1980; и др.) не учитывает скорость течения воды. Это существенный его недостаток, поскольку при одинаковых значениях данного параметра дрейфт будет больше на тех участках рек, где скорость потока выше.

Очевидно, что расчеты D_{cn} и D_{cb} в первую очередь позволяют оценить влияние скученности организмов на интенсивность их миграций. Проведенная нами для разных групп беспозвоночных животных оценка их удельного дрейфа, выраженного в единицах массы организмов (D_{cb}), неожиданно показала отрицательную корреляцию этого показателя с биомассой гидробионтов (Богатов, 1984)** . Например, в р. Ухта (бассейн Нижнего Амура) в летний период коэффициент корреляции (r) отмеченной взаимосвязи для амфипод *Gammarus lacustris* составил -0,51, а для массовых групп личинок насекомых – -0,43 (рис. 2). Таким образом, полученные в исследуемом случае результаты вошли в противоречие с общепринятой гипотезой, объясняющей дрейфт организмов конкурентными отношениями между животными за субстрат и пищу (Müller, 1954; Waters, 1972; Waters, Hokenstrom, 1980; и др.). Между тем было установлено, что в реках российского Дальнего Востока показатели D_{cn} и D_{cb} заметно различались у разных размерных стадий определенных видов гидробионтов.

Как известно, оценка взаимосвязи дрефта и продукции речных бентосных беспозвоночных до последнего времени являлась одной из наиболее сложных методических проблем речной гидробиологии. Для исследования подобного рода зависимостей было бы полезно использовать безразмерный параметр удельного дрефта (D_{cp}), который учитывает скорость продукции гидробионтов за сутки на 1 м^2 площади грунта (P) и, таким образом, показывает, во сколько раз биомасса организмов, снесенных в течение суток через сечение потока, площадью $1\text{ м} \times H$, больше скорости их продукции на 1 м^2 площади грунта:

$$D_{cp} = D_b (\text{мг/м}^2/\text{сут})/P (\text{мг/м}^2/\text{сут}).$$

Однако в настоящее время использование данного параметра затруднено, с одной стороны, из-за недостатка необходимого фактического материала, с другой – из-за высокой доли ошибки, неизбежно возникающей при сопоставлении относительно малых расчетных величин P и измеренных в природе относительно высоких значений D . Кроме того, расчет D_{cp} не дает возможность оценить реальное значение дрефта в процессах биологического продуцирования в реках при условии, если величину дрефта на определенном створе мы будем рассматривать как итоговый результат распределения продукции на всем вышерасположенном участке водотока. В этом случае возникает необходимость оценивать дрефт гидробионтов не в определенной точке, а через все сечение потока и сопоставлять его с продукцией сообщества, расположенного на всем протяжении реки выше створа наблюдения. С учетом сказанного был предложен показатель интенсивности дрефта C_d , который позволяет рассчитать долю продукции популяции гидробионтов, удаляемую в результате дрефта из сообщества, расположенного выше по течению реки за сутки:

$$C_d = (D_d/P_d) \times 100 \%,$$

где P_d – суточная продукция организмов на грунте выше пункта наблюдения, а D_d – биомасса организмов, снесенных через сечение реки за сутки в районе пункта наблюдения (Богатов, 1984). Первые расчеты C_d были проведены для *G. lacustris* на разных участках р. Пильда (бассейн Нижнего Амура). В результате показано, что доля суточной продукции амфипод, изымаемая в результате дрефта с участка, расположенного выше места наблюдения, составляла незначительную долю продукции этих рачков и уменьшалась с 5,6 % в верховьях реки до 1,6 % на среднем течении (табл. 1). Таким образом, по мере удаления от истока реки все большая часть продукции сообщества амфипод распределялась внутри экосистемы водотока.

Таблица 1

Интенсивность дрефта *G. lacustris* в р. Пильде в июле 1978 г (по: Богатов, 1984)

Номер станции	Дата	Расход воды, м ³ /с	Площадь дна от истока реки, тыс. м ²	P_d , кг/сут	D_d , кг/сут	C_d , %
1	2–3.07.1978	7,6	259	84,5	4,75	5,6
2	7–8.07.1978	15,6	637	107,8	4,28	3,9
3	8–9.07.1978	15,7	724	113,2	3,50	3,1
4	15–16.07.1978	43,9	1799	197,5	3,11	1,6

Известно, что дрефт речных организмов – процесс чрезвычайно динамичный. Следовательно, итоговая и наиболее полная картина оценки роли дрефта в процессах перераспределения продукции речного бентоса может быть получена при расчете не суточных, а суммарных за вегетационный сезон (год) показателей интенсивности дрефта (C_y). Тогда $C_y = (D_y/P_y) \times 100 \%$, где P_y – годовая продукция организмов на грунте выше пункта наблюдения, а D_d – суммарная за год биомасса организмов, снесенных через сечение

реки в районе пункта наблюдения. В качестве примера оценки C_y воспользуемся данными, опубликованными Пирсоном и Крамером (Pearson, Kramer, 1972), которые провели расчеты годовой продукции (P_y) на 1 м^2 и суммарного за год дрефта (D_y) у личинок поденок *Baetis bicaudatus* и личинок ручейников *Oligophlebodes sigma* для трех участков небольшой горной р. Темпл Фок (Юта, США). Станции наблюдения здесь располагались в 0,2, 1,8 и 4,2 км от истока, а средняя площадь дна реки составляла между истоком и 1-й станцией 620 м^2 , между 1-й и 2-й станциями – 5856 м^2 и между 2-й и 3-й – 9504 м^2 . В результате проведенных нами оценок оказалось, что у *B. bicaudatus* величина C_y по мере удаления от истока реки закономерно снижалась, хотя годовой дрефт этих гидробионтов в ряде случаев увеличивался (табл. 2). У *O. sigma* перераспределение продукции личинок имело иной характер. В частности, наиболее низкие значения C_y у этого вида наблюдались в верховьях реки (1-я станция). На 2-й станции этот показатель заметно увеличивался, а к 3-й станции его значения либо оставались неизменными (1969 г.), либо уменьшались (1968 г.) (табл. 2). Обращает на себя внимание высокое значение C_y на 1-й станции у *B. bicaudatus*, которое превышало величину годовой продукции этих личинок на верхнем участке. Понятно, что в результате такого дрефта биомасса *B. bicaudatus* в верховьях реки должна была снизиться еще до завершения вегетационного сезона, что и подтвердилось результатами наблюдений (Pearson, Kramer, 1972).

Т а б л и ц а 2

Продукция, дрефт и показатель C_y у *Baetis bicaudatus* и *Oligophlebodes sigma* в р. Темпл Фок (США)

Номер станции	P_y , г сух. массы/ м^2		P_y , г сух. массы		D_y , г сух. массы		C_y , %	
	1968 г.	1969 г.	1968 г.	1969 г.	1968 г.	1969 г.	1968 г.	1969 г.
<i>B. bicaudatus</i>								
1	1,96	1,95	1215	1209	1342	1990	110	165
2	1,18	1,07	8125	7475	2137	2621	26	35
3	2,13	1,76	28369	24202	1085	4381	3,8	18
<i>O. sigma</i>								
1	1,28	1,29	7936	7998	30	134	0,4	1,7
2	3,85	3,47	30544	28318	2567	2318	8,4	8,2
3	4,30	3,31	71410	59776	5987	1335	8,4	2,2

П р и м е ч а н и е. P_y и D_y приведены по: Pearson, Kramer, 1972.

Очевидно, что для оценки величины перераспределения продукции гидробионтов, находящихся на участке, ограниченном двумя створами, необходимо знать величину биомассы мигрирующих гидробионтов на входе в систему и на выходе из нее. В этом случае интенсивность дрефта, например, за год на выделенном участке реки (C'_y) будет рассчитываться как

$$C'_y = [(D_1 - D_2) / P'_y] \times 100 \%,$$

где P'_y – годовая продукция организмов, находящихся на участке реки между двумя створами; D_1 и D_2 – биомасса организмов, снесенных через сечение реки за год на верхнем и нижнем створе соответственно. Важно, что если $D_2 > D_1$, то биомасса сообщества животных, находящихся внутри изучаемого участка, будет уменьшаться при условии, когда разность $D_2 - D_1$ превысит P'_y (без учета выедания хищниками), при этом C'_y будет иметь отрицательные значения (отрицательный дрефт). Однако в практике встречаются ситуации, когда $D_2 < D_1$, т.е. прирост биомассы на участке может происходить за счет не только прироста массы гидробионтов, но и более интенсивного дрефта организмов с верхних участков реки. При этом C'_y будет иметь положительные значения (положительный дрефт) и показывать долю прироста биомассы гидробионтов на участке наблю-

дения за счет дрефта. В частности, в работе Пирсона и Крамера (Pearson, Kramer, 1972) подобная ситуация наблюдалась между 2-й и 3-й станциями для *B. bicaudatus* в 1968 г. и для *O. sigma* в 1969 г. (табл. 2), при этом значения C'_y , по нашим оценкам, составили соответственно 5 % и 3 %.

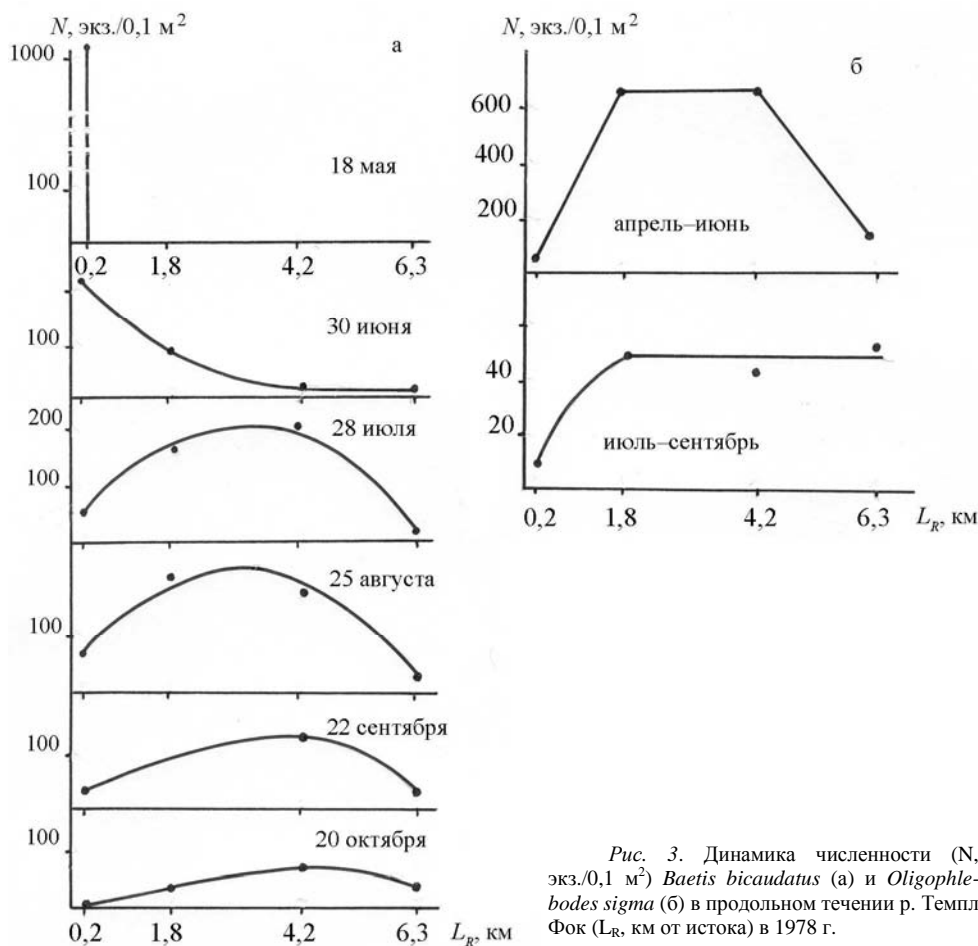


Рис. 3. Динамика численности (N, экз./0,1 м²) *Baetis bicaudatus* (а) и *Oligophlebodes sigma* (б) в продольном течении р. Темпл Фок (L_R, км от истока) в 1978 г.

Не трудно заметить, что дрефт личинок *B. bicaudatus* оказывает существенное влияние на их перераспределение в русле Темпл Фок. В частности, у этих поденок в течение вегетационного сезона четко прослеживается смещение ядра популяции, т.е. зоны максимальной плотности личинок, от верховьев реки вниз по течению (рис. 3, а). В популяции же *O. sigma* относительное перераспределение личинок на станциях оказалось не столь резко выраженным (рис. 3, б). Очевидно, что особенности перераспределения личинок *B. bicaudatus* в основном соответствуют гипотезе «колонизационного цикла» Мюллера (Müller, 1954). Напомним, что данный цикл включает в себя массовое отрождение молоди амфибиотических насекомых в верховьях реки, затем интенсивный дрефт личинок вниз по течению для колонизации всех доступных мест обитания и, наконец, полет имаго к верховьям для откладки яиц. Другой, более умеренный тип перераспределения личинок, характерный для *O. sigma*, в большей степени подходит к гипотезе «компенсирующей продукции» Уотерса (Waters, 1961), в которой допускается компенсация дрефта организмов за счет их продукции независимо от направления полета имаго. Сопоставляя сезонную динамику миграций двух исследованных видов личинок, можно было бы ожидать массовый полет имаго *B. bicaudatus* к верховьям Темпл Фок и

отсутствие такового у *O. sigma*. Однако на практике картина оказалась обратной: именно у имаго *O. sigma* наблюдался массовый лет к верховьям, в то время как у имаго *B. bicaudatus* на участках вылета отмечалось лишь роение в утренние часы (Pearson, Kramer, 1972). Вероятно, механизмы колонизационных циклов и продукционные процессы в речных бентосных сообществах не имеют четко выраженной взаимосвязи, при этом соответствующие гипотезы Мюллера и Уотерса нет необходимости рассматривать в отрыве друг от друга, скорее всего их следует считать взаимодополняющими.

Некоторые приемы отлова и учета дрейфующих гидробионтов

Известно, что наиболее интенсивный дрейф гидробионтов происходит в ночной или сумеречный период суток, т.е. в условиях ограниченной видимости. В связи с этим участок реки, на котором намечено провести исследования, оборудуется для работы заранее. Определяются места для экспозиции дрейфовых ловушек, и при необходимости на дне водотоков размещаются каркасы для их установки. Подходы к ловушкам должны пролегать ниже по течению от места отбора проб. Для удобства работы в ночной период такие подходы обозначаются флюоресцирующими или светоотражающими маркерами. Если рядом с водотоком оборудуется лагерь, то необходимо принять меры, исключающие попадание света от фонаря или костра на исследуемый участок реки.

Для отлова дрейфующих гидробионтов и их последующего учета используются стандартные планктонные сетки, мальковые ловушки, а также дрейфовые сачки-ловушки разной конструкции. Выбор орудий отлова, их размеры и время экспозиции зависят как от задач исследования, так и от особенностей выбранного для изучения участка реки или ручья: расхода воды в водотоке, количества крупных взвесей в воде, глубины потока и скорости течения воды в точке отбора проб, других факторов. Приведем некоторые примеры используемых сачков-ловушек: квадратное входное отверстие $15 \times 15 \text{ см}^2$, длина мешка 2 м, размер ячеей 253 мкм (Waters, 1980); квадратное входное отверстие $50 \times 50 \text{ см}^2$, длина мешка 1,1 м, размер ячеей 250 мкм (Kullberg, Petersen, 1987); прямоугольное входное отверстие $30 \times 45 \text{ см}^2$, размер ячеей 363 мкм (March et al., 1998); прямоугольное входное отверстие $20 \times 30 \text{ см}^2$, длина мешка 1 м, размер ячеей 200 мкм (McIntosh et al., 2002); круглое входное отверстие диаметром 40 см, длина мешка 1,8 м, газ № 15 и № 7 (Леванидова, Николаева, 1968); круглое входное отверстие диаметром 25 см, размер ячеей 320 мкм (Петрожицкая, Руднева, 2000) и т.д.

Время экспозиции ловушек может составлять от 24 ч до нескольких минут или даже секунд. Частота отбора дрейфовых проб при кратковременных экспозициях в сумеречный и ночной период обычно выше (каждые полчаса или час), чем в дневной (каждые 2, 3 или 4 ч). Для обеспечения длительной экспозиции сачок-ловушку фиксируют в потоке с помощью кольев, металлических прутьев или двух веревок, каждую из них одним концом привязывают к боковой части обруча входного отверстия ловушки, а другим – к камням или иным тяжелым предметам, которые опускаются на дно по обе стороны от сачка. Иногда поперек русла реки натягивается трос, к которому также можно привязывать дрейфовые сетки. Для установки ловушек, имеющих квадратное или прямоугольное входное отверстие, часто изготавливают специальные металлические каркасы с вертикально расположенными металлическими стержнями. Сачок-ловушку надевают на стержни с помощью душек, которые крепятся сверху и снизу к боковым краям рамок входного отверстия сачка (рис. 4, а) (Waters, 1962). Иногда с аналогичной целью к боковым краям рамок припаиваются куски водопроводных труб (Matter, Norwood, 1980). На мелководьях также могут использоваться пластиковые конструкции, выполненные в виде сужающегося желоба, в задней части которого с помощью трех штырей крепится съемный сачок (рис. 4, б) (Goedmakers, 1980).

В речках с небольшой глубиной ловушку стараются установить таким образом, чтобы нижний край обруча не касался грунта (для исключения заползания гидробионтов

в ловушку), а верхний – находился над поверхностью воды. В результате сачком облавливаются вся вертикальная масса воды, что позволяет учитывать организмы как мигрирующие в придонном слое, так и сносимые в поверхностном горизонте. Если размеры ловушки не позволяют облавливать всю толщу водотока, то ее устанавливают на удобной для исследования глубине. Такой прием вполне допустим для рек с небольшой глубиной и высокой турбулентностью потока, поскольку в этом случае дрейфующие гидробионты в толще воды распределены, как правило, равномерно. Однако при полном погружении сачка в воду мы не имеем возможность учитывать сносимых на поверхностной пленке воды наземных беспозвоночных и значительное число дрейфующих с поверхностным потоком экззувиев.

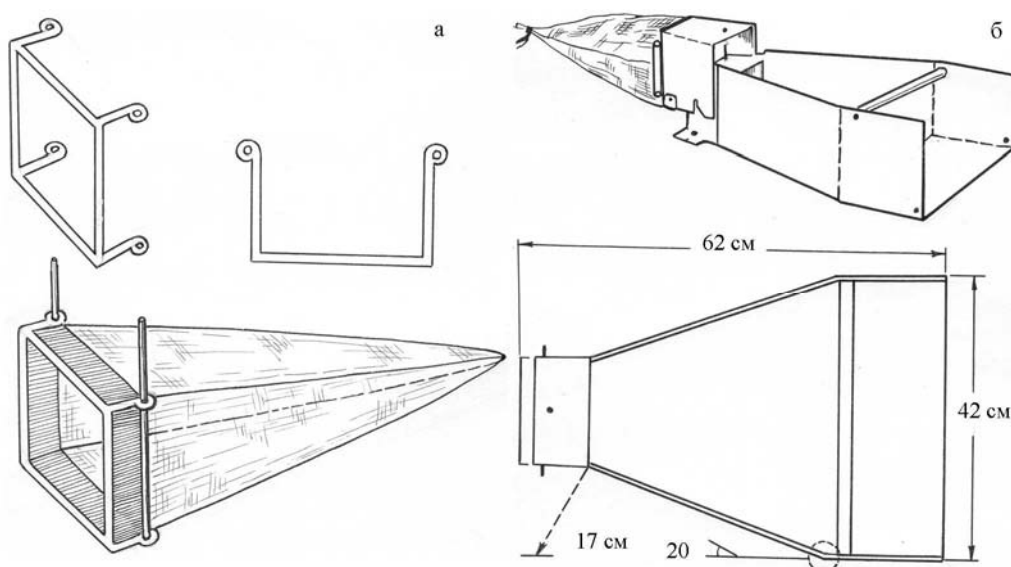


Рис. 4. Дрифтовые ловушки (а – по: Waters, 1962; б – по: Goedmakers, 1980)

При кратковременных и частых экспозициях ловушку в водотоке обычно удерживает сам исследователь. В этом случае для отбора проб дрейфта применяются сачки с длинными (2-4 м и более) шестью (рис. 5, а). Фиксация такого сачка на течении осуществляется с помощью заранее вбитого в грунт в точке отбора пробы кола, в передней части которого на необходимой глубине крепится штырь (на деревянном колу это может быть сучок или неглубоко вбитый гвоздь). Исследователь, стоя на берегу или в стороне от точки отбора проб, погружает сачок в воду перед колом таким образом, чтобы участок смыкания входного отверстия обруча с шестом лег на штырь. Ловушку в момент установки водным потоком он прижимает к колу, что облегчает для исследователя его удержание на течении.

Для участков рек с глубиной примерно до 1 м, скоростью течения до 0,8-1,0 м/с и невысокой мутностью воды мы рекомендуем кратковременные отловы дрейфующих организмов производить сачками-ловушками, имеющими квадратное входное отверстие площадью до $25 \times 25 \text{ см}^2$, и мешок, сделанный из газа № 23 (рис. 5, а). Размеры и форма входного отверстия могут изменяться в связи с задачами исследования. Длину мешка сачка не рекомендуется делать больше 0,7-0,8 м, чтобы не создавать трудности для оперативного извлечения отловленных беспозвоночных, особенно в ночной период. Нижняя часть газового мешка может быть несколько расширена, что позволяет увеличить его уловистость. В передней части газовую сетку рекомендуется пришивать к полоске плотной ткани, которая, в свою очередь, прикрепляется к каркасу входного отверстия, изготовленному из толстой проволоки. Проволочный каркас сачка соединяют с деревянным

или разборным металлическим шестом таким образом, чтобы между сачком и шестом оставался участок до 3-4 см скрученной проволоки, с помощью которого сачок в период отбора пробы фиксируется на штыре кола.

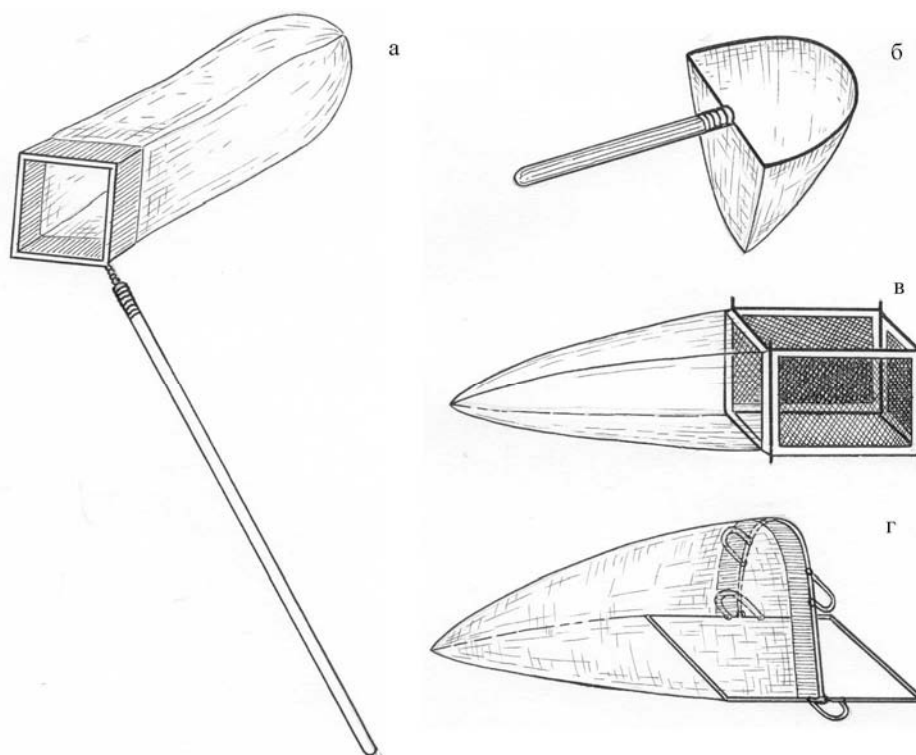


Рис. 5. Дрифтовый сачок-ловушка для кратковременных экспозиций (а), сачок-промывалка (б), бентомер В.Я. Леванидова (в), складной бентомер (г)

Следует отметить, что при кратковременных отловах дрейфующих гидробионтов исследователю кроме дрифтовой ловушки требуются сачок-промывалка и ведро. Сачок-промывалку можно также изготовить из проволочного каркаса, который крепится к короткой рукоятке. Входное отверстие промывалки формируется в виде вытянутого полу-круга с диаметром около 0,3 м (рис. 5, б). На каркас входного отверстия надевается конусообразный, т.е. заостренный в концевой части, мешок сачка, который на участках прикрепления к обручу сшит из полоски прочной ткани, а в остальной части – из мельничного газа № 23. Длина мешка сачка - около 0,3 м. Отметим, что сачок такой формы удобен в использовании не только в качестве промывалки, но и для количественного учета речных бентосных животных на каменистом грунте.

При высокой интенсивности дрейфа или значительной концентрации в воде крупных фрагментов сестона дрифтовая сеть может быстро снижать свои фильтрационные характеристики. В таких случаях необходимое время экспозиции сачка-ловушки делится на части. Так, если общая экспозиция сачка должна составлять 10 мин, то его устанавливают, например, 2 раза по 5 мин или 3 раза по 3, 3 и 4 мин. Первый улов дрифтовой ловушки переносят в то же ведро, предварительно наполненное примерно на 2/3 водой, и сачок вновь устанавливается на повторную экспозицию. Вторая и последующие части пробы переносятся в то же ведро, таким образом, они объединяются в одну 10-минутную пробу. При высокой засоренности водотока крупными взвешями, что обычно наблюдается в период развивающегося паводка, время разовой экспозиции сачка сокращается до минимума, а частота отбора проб увеличивается. Объединенную в ведре про-

бу дрейфта через сачок-промывалку переносят в банки с фиксатором, в качестве которого применяют 70-80 %-ный этанол или 2-4 %-ный формалин.

Для изучения вертикального распределения дрейфующих гидробионтов в речном потоке используют несколько одинаковых ловушек, которые устанавливаются в водоток одна над другой одновременно. Для фиксации таких ловушек на течении используют ряд приспособлений. Например, на глубинах до 1,5 м Маттер и Хорвуд (Matter, Hopwood, 1980) использовали прямоугольную металлическую раму «net-stack frame» шириной около 0,5 м и высотой до 1,6 м (рис. 6, а). Внутри рамы, между нижней и верхней ее гранями, крепились два металлических прута, на которые и надевались ловушки. Для размещения на раме ловушек и их последующего изъятия верхняя грань рамы была сделана съемной. В период экспозиции рама с ловушками боковыми гранями вставлялась в боковые желобки прямоугольного стационарного металлического каркаса, который заранее размещался на грунте и удерживался на течении с помощью сваренной из металлических труб конструкции (рис. 6, б).

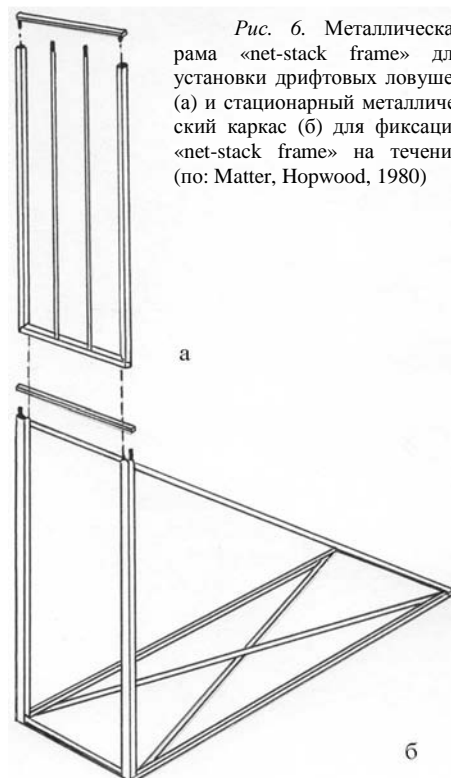


Рис. 6. Металлическая рама «net-stack frame» для установки дрейфовых ловушек (а) и стационарный металлический каркас (б) для фиксации «net-stack frame» на течении (по: Matter, Hopwood, 1980)

Для отлова дрейфующих гидробионтов на глубинах более 1,5-2 м обычно используют трос (веревку), груз гидрологический рыболовный и сачок-ловушку, на обруче входного отверстия которого имеются верхняя и нижняя дужки (петли). С помощью стандартных крепежных скоб верхняя дужка присоединяется к концу троса, а нижняя – к гидрологическому грузу. При опускании ловушки на нужную глубину мешок сачка за счет своей парусности ориентируется вдоль по течению. При этом по всей длине опускаемого троса (веревки) можно укрепить несколько ловушек. Отлов гидробионтов на глубоких участках рек обычно производится с судна или моста.

При изучении вертикального распределения дрейфующих гидробионтов необходимо иметь в виду, что если бы сносимые организмы в толще воды были бы распределены равномерно, то и их число, отловленное ловушками на разных глубинах, оказалось бы пропорционально объему воды, профильтрованной сачками. В этом случае уловы ловушек, расположенных в верхних слоях водной массы, окажутся выше по сравнению с уловами придонных ловушек. С учетом сказанного при оценке вертикального распределения гидробионтов определяется степень отклонения наблюдаемой величины плотности гидробионтов от ожидаемой величины, которая определяется как средняя по вертикали величина плотности дрейфующих гидробионтов в единице объема воды (Matter, Hopwood, 1980).

Для количественной оценки дрейфта гидробионтов необходимо знать объем воды, профильтрованный сачком-ловушкой в период отбора пробы. Чтобы при каждом отборе не определять скорость течения на входе в сачок, можно самостоятельно провести его предварительную калибровку. При этом в разных по скорости течения воды участках водотока измеряется скорость течения воды в определенной точке без сачка и на входе в сачок, установленный в той же самой точке. По разнице полученных скоростей вычисляют поправочный коэффициент. Для оценки объема воды, профильтрованного сачком, площадь сечения входного отверстия сачка (если сачок был полностью погружен в воду)

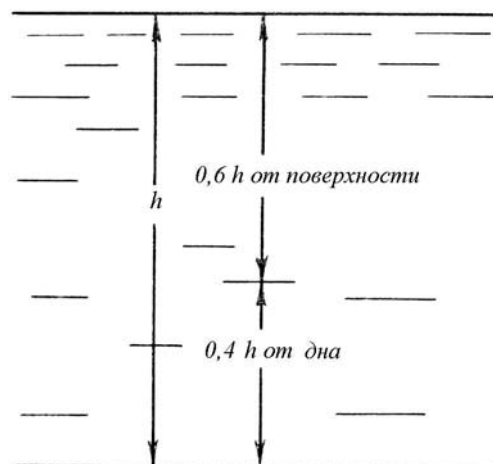


Рис. 7. Расположение вертушки в точке по глубине вертикали (h) свободного русла

или площадь живого сечения потока на входе в сачок (если сачок был погружен в воду частично) умножают на среднюю скорость течения потока на входе в сачок и время его экспозиции. Затем пересчитывают количество или биомассу гидробионтов, отловленных сачком за время экспозиции, на единицу объема воды, для чего количественные показатели улова делят на объем профильтрованной сачком воды.

Для последующей оценки величин D_n или D_b необходимо определить расход воды на участке отбора проб дрейфа в пределах сечения потока площадью $1 \text{ м} \times H$, для чего данную площадь сечения умножают на среднюю по вертикали (глубине H) скорость течения воды. Для возможно более точного определения средней скорости

по вертикали измеряют скорости течения в возможно большем числе точек, что позволяет хорошо выявить форму эпюры скоростей. Затем с использованием планиметра находят ее площадь и вычисляют величину средней скорости на вертикали делением площади эпюры на глубину вертикали (Быков, Васильев, 1965). Однако большой практический опыт измерения расходов показывает, что приемлемая точность определения средней скорости может быть достигнута при ее измерении в точке, расположенной от поверхности на $0,6H$ (рис. 7). Зная расход воды в исследуемом сечении потока и количественные характеристики гидробионтов в единице объема воды в период отбора пробы, оценивают общее число (биомассу) дрейфующих гидробионтов за учетный интервал времени. Для оценки общего за сутки дрейфа гидробионтов полученные для каждого промежутка времени данные суммируют.

При необходимости количественной оценки дрейфа гидробионтов через все сечение водотока исследователь с помощью стандартного (основного) метода получает информацию о расходе воды в реке (Быков, Васильев, 1965). Если водоток небольшой и имеет равномерно углубляющееся русло, то расход воды достаточно точно можно определить умножением площади сечения потока на среднюю скорость течения, которая измеряется в точке $0,6$ максимальной глубины. Если водоток имеет более сложный рельеф дна, то его сечение разбивают на несколько участков, для которых аналогичным образом определяют расход воды. Полученные результаты суммируют.

В районе отбора проб дрейфа обязательно отбираются количественные пробы бентоса. Для этих целей используют бентометры различной модификации (рис. 5, в, г), драги или дночерпатели. В особо сложных случаях отбор количественных проб осуществляется с использованием водолазной техники. Чтобы на выбранном участке исключить влияние фактора беспокойства на ход динамики дрейфа, такие работы рекомендуется проводить после отбора дрейфовых проб. Исключение составляют ситуации, когда расход воды в реке значительно изменяется в течение суток. Количественные пробы зообентоса отбираются на участке выше по течению от места экспозиции сачка. Глубина отбора таких проб приблизительно должна соответствовать глубине участка в точке отбора проб дрейфа.

Благодарности

Автор выражает свою признательность ведущему художнику БПИ ДВО РАН Т.А. Ерошенко за оформление рисунков.

Работа поддержана программой Президиума РАН «Биологическое разнообразие», грант Дальневосточного отделения РАН 04-1-П12-011.

Литература

- Богатов В.В.* Методы определения дистанции дрейфа донных беспозвоночных (на примере р. Бурая) // *Экология*. 1979. № 4. С. 82-88.
- Богатов В.В.* Значение бентостока в процессах биологического продуцирования в реках // *Экология*. 1984. № 3. С. 51-60.
- Богатов В.В.* Метод расчета миграционной активности и дистанции дрейфа бентоса в крупных реках // *Гидробиол. журн.* 1985. Т. 21, № 3. С. 86-89.
- Богатов В.В.* Классификация дрейфа речного бентоса // *Гидробиол. журн.* 1988. Т. 24, № 1. С. 29-33.
- Богатов В.В.* Экология речных сообществ российского Дальнего Востока. Владивосток: Дальнаука, 1994. 218 с.
- Быков В.Д., Васильев А.В.* Гидрометрия. Изд. второе, перераб. и дополнен. Л.: Гидрометеиздат, 1965. 425 с.
- Леванидова И.М., Николаева Е.Т.* Бентосток в реках Камчатки // *Изв. ТИНРО*. 1968. Т. 64. С. 291-299.
- Петрожицкая Л.В., Руднева Л.В.* Дрейфт личинок двукрылых насекомых в горном водотоке Алтая // *Сибир. экол. журн.* 2000. Т. 4. С. 439-443.
- Allan J.D.* Stream ecology: Structure and Function of Running Waters. L.: Chapman & Hall, 1995. 388 p.
- Bogatov V., Sirotsky S., Yuriev D.* The ecosystem of the Amur River // *River and Stream ecosystems* / Eds. Cushing C.E., Cummins K.W., Minshall G.W. Elsevier: Amsterdam; Lausanne; New York; Oxford; Shannon; Tokyo, 1995. P. 601-613. (Ecosystems of the World; v. 22).
- Cushing C.E., Allan J.D.* Streams. Their ecology and life. San Diego, CA: Academic Press, 2001. 366 p.
- Elliott J.M.* Invertebrate drift in a mountain stream in Norway // *Norway Entomol. Tidskr.* 1965. V. 13. P. 97-99.
- Elliott J.M.* The distases traveled by drifting invertebrates in a Lake District stream // *Oecologia*. 1971. V. 6, N 4. P. 350-379.
- Goedmakers A.* Population dynamics of three gammarid species (Crustacea, Amphipoda) in a Franch chalk stream // *Bijdragen tot de Dierkunde*. 1980. V. 50. P. 1-34.
- Kullberg A., Petersen R.T.* Dissolved organic carbon, seston and macroinvertebrate drift in an acidified and limed humic stream // *Freshwater Biology*. 1987. V. 17. P. 553-564.
- March J.G., Benstead J.P., Pringle C.M., Scatena F.N.* Migratory drift of larval freshwater shrimps in two tropical streams, Puerto Rico // *Freshwater Biology*. 1998. V. 40. P. 261-273.
- Matter W.J., Hopwood A.J.* Vertical distribution of invertebrate drift in a large river // *Limnol. Oceanogr.* 1980. V. 25. P. 1117-1121.
- McIntosh A.R., Peckarsky B.L., Taylor B.W.* The influence of predatory fish on mayfly drift: extrapolating from experiments to nature // *Freshwater Biology*. 2002. V. 47. P. 1497-1513.
- McLay C.L.* A theory concerning the distance traveled by animals entering the drift of a stream // *J. Fish. Res. Bd. Can.* 1970. V. 27. P. 359-370.
- Methods in Stream Ecology* / Eds Hauer F.R., Lamberti G.A. San Diego, CA: Academic Press, 1996. 674 p.
- Müller K.* Investigations on the organic drift in North Swedish streams // *Rep. Inst. Freshwater Res., Drottningholm*, 1954. V. 35. P. 133-148.
- Pearson W.D., Kramer R.H.* Drift and production of two aquatic insects in a mountain stream // *Ecol. Monogr.* 1972. V. 42, N 3. P. 365-385.
- River and Stream Ecosystems* / Eds. Cushing C.E., Cummins K.W., Minshall G.W. Elsevier: Amsterdam; Lausanne; New York; Oxford; Shannon; Tokyo. 1995. 817 p. (Ecosystems of the World; v. 22).
- Waters T.F.* Standing crop and drift of stream bottom organisms // *Ecology*. 1961. V. 42. P. 532-537.
- Waters T.F.* Diurnal periodicity in the drift of stream invertebrates // *Ecology*. 1962. V. 43. P. 316-320.
- Waters T.F.* Interpretation of invertebrate drift in stream // *Ecology*. 1965. V. 46. P. 327-334.
- Waters T.F.* The drift of stream insects // *Ann. Rev. Entomol.* 1972. V. 17. P. 253-272.
- Waters T.F.* Drift of stream invertebrates below a cave source // *Hydrobiologia*. 1981. V. 78. P. 169-175.
- Waters T.F., Hokenstrom J.S.* Annual production and drift of the stream amphipod *Gammarus pseudolimnaeus* in Valley Creek, Minnesota // *Limnol. and Oceanogr.* 1980. V. 25, N 4. P. 700-710.
- Wetzel G.R.* Limnology. Lake and river ecosystems. Third Edition. San Diego, CA: Academic Press, 2001. 1006 p.
- Williams D.D.* Invertebrate drift lost to the sea during low flow conditions in a small coastal stream in Western Canada // *Hydrobiologia*. 1980. V. 75. P. 251-254.