

## Влияние антропогенного загрязнения на содержание незаменимых полиненасыщенных жирных кислот в звеньях трофической цепи речной экосистемы

М. И. ГЛАДЫШЕВ<sup>1,2</sup>, О. В. АНИЩЕНКО<sup>1,2</sup>, Н. Н. СУЩИК<sup>1,2</sup>, Г. С. КАЛАЧЕВА<sup>1</sup>,  
И. В. ГРИБОВСКАЯ<sup>1</sup>, А. В. АГЕЕВ<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Институт биофизики СО РАН  
660036, Красноярск, Академгородок, 50  
E-mail: hydrakr@rambler.ru

<sup>2</sup> Сибирский федеральный университет  
660041, Красноярск, просп. Свободный, 79

### АННОТАЦИЯ

В ходе ежемесячных биосъемок в 2008–2010 гг. сравнивали два участка литорали р. Енисей, один из которых (условно чистый) расположен выше, а второй (условно загрязненный) – ниже г. Красноярска. Определяли содержание тяжелых металлов, нефтепродуктов, фенолов, биогенных элементов и незаменимых полиненасыщенных жирных кислот (ПНЖК) в различных компонентах речной экосистемы. Обнаружено, что антропогенное загрязнение вызывает снижение запасов незаменимых ПНЖК в биомассе верхних звеньев трофической цепи речной экосистемы.

**Ключевые слова:** полиненасыщенные жирные кислоты, тяжелые металлы, гаммарус, хариус.

В биосфере водные экосистемы являются основным источником длинноцепочечных полиненасыщенных жирных кислот (ПНЖК), эффективно синтезируемых лишь некоторыми видами микроводорослей [1, 2]. Все животные, в том числе наземные, включая человека, должны получать значительную часть ПНЖК с пищей, поскольку собственный синтез этих кислот в организме животных из короткоцепочечных предшественников идет крайне медленно и не обеспечивает физиологических потребностей организма [3–5]. Всемирной организацией здравоохранения рекомендована норма потребления для человека двух основных кислот – эйкозапентаеновой (ЭПК, 20 : 5 $\omega$ 3) и докозагексаеновой (ДГК,

22 : 6 $\omega$ 3) в количестве около 1 г в сутки [6]. В последнее десятилетие доказано, что именно систематический недостаток ЭПК и ДГК в пище человека, характерный даже для экономически развитых стран Запада, является одной из основных причин сердечно-сосудистых заболеваний и нервных расстройств, включая депрессии [5–10]. Основную часть ЭПК и ДГК человек получает, питаясь рыбами и водными беспозвоночными, которые получают ПНЖК от микроводорослей по трофическим сетям водных экосистем. Однако процессы продуцирования и переноса ПНЖК по трофическим сетям в водных экосистемах различного типа не исследованы.

Есть основания полагать, что далеко не все водные экосистемы обладают одинаковым потенциалом по производству ПНЖК. Из многих групп микроводорослей, населяющих пресноводные экосистемы, синтезируют ЭПК и ДГК лишь диатомеи, криптофиты и перидинеи [11]. Эти водоросли способны развиваться лишь в незагрязненных, в основном олиготрофных водоемах и водотоках. С середины XX в. острой стала проблема антропогенного загрязнения, включая эвтрофирование (увеличение биогенной нагрузки), пресноводных экосистем. В эвтрофных и загрязненных экосистемах диатомовые и перидиниевые микроводоросли зачастую вытесняются цианобактериями, которые не способны синтезировать ЭПК и ДГК. Кроме загрязнения природных водоемов биогенными элементами (фосфором и азотом) и разнообразными органическими поллютантами в большинстве промышленно развитых регионов мира также важна проблема загрязнения тяжелыми металлами [12]. Однако влияние загрязнения на продукцию ПНЖК в водных экосистемах до сих пор остается неисследованным. Из всех водных экосистем наименее изученными с точки зрения продукции ПНЖК являются реки.

Цель нашей работы – сравнительный анализ содержания ПНЖК в различных звеньях трофической цепи литоральной экосистемы реки Енисей на условно чистом и условно загрязненном участках.

#### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследования проводили с мая 2008 по май 2010 г. в режиме ежемесячной биосъемки на двух участках среднего течения р. Енисей. Первый (верхний) участок (55°58' с. ш., 92°43' в. д.) расположен на 30 км ниже плотины Красноярской ГЭС и на 9 км выше г. Красноярска. На этом участке отсутствуют крупные промышленные и хозяйственные объекты, сбрасывающие сточные воды в реку, поэтому он был выбран в качестве фонового (условно чистого). Второй (нижний) участок (56°08' с. ш., 93°15' в. д.) расположен ниже г. Красноярска и испытывает на себе воздействие промышленных и хозяйственно-бытовых стоков города. Участок выбран в качестве

условно загрязненного по сравнению с фоном. Расстояние по реке между верхним и нижним участками 56 км. Скорость течения в районе исследования около 2 м/с. Отбор проб сначала проводили на верхнем участке, а через сутки – на нижнем.

Подробная характеристика экосистемы реки на изучаемом отрезке приведена в работах [13–23]. Основные экологические черты – это быстрое течение, галечное дно, отсутствие ледяного покрова из-за сбросов воды через плотину ГЭС из Красноярского водохранилища. Температура воды колеблется от 0 °С зимой до 14 °С летом, рН изменяется от 6,3 до 8,5. Для вод р. Енисей характерно незначительное содержание взвешенных веществ. Первичные продуценты представлены перифитонными (эпилитонными) микроводорослями. Видовой состав фитоперифитона обоих участков сходный, наибольшим числом видов представлены диатомовые водоросли родов *Ceratoneis*, *Fragilaria*, *Cymbella*, *Gomphonema*, *Rhoicosphenia* и др. [18, 21, 22], во многие даты доминировавшие на обоих участках. Весной и летом в перифитоне доминировали зеленые водоросли *Ulothrix zonata* (Weber et Mohr) Kuetzing, причем на нижнем участке значительно чаще, чем на фоновом (Е. А. Иванова, неопубликованные данные). Доминантами зообентоса были *Eulimnogammarus viridis* Dybowsky, основным представителем ихтиофауны – хариус сибирский *Thymallus arcticus* Pallas, в изучаемом районе являющийся бентофагом.

Пробы воды на содержание металлов и веществ отбирали в пластиковые емкости и фильтровали через планктонный газ с размером ячеек 100 мкм. Для определения растворенных в воде веществ применяли стандартные методы, имеющие соответствующие ГОСТы, подробно описанные в работе [23]. Определение содержания фенолов в воде проводили экстракционно-фотометрическим методом, нефтепродуктов – методом газовой хроматографии. Аммонийный азот определяли по методу Несслера с использованием светофильтра 400–425 нм, нитритный азот – колориметрическим методом с использованием реакции с сульфаниламидом и а-нафтиламином (реактив Грисса), нитратный азот переводили в нитритный редукцией на кад-

миевой колонке. Содержание общего и минерального фосфора определяли фотометрическим методом [23].

Пробы донных отложений (ДО) объемом около 400 мл отбирали с глубины 0,25–0,50 м пластиковым совком. В лаборатории пробу, из которой предварительно убрали крупную гальку, отстаивали в течение нескольких дней. Излишки воды сливали, ДО сушили на воздухе, затем просеивали через лабораторное сито с диаметром пор 1 мм.

Для сбора фитоперифитона на дно помещали стальную рамку 10 × 10 см, из которой затем изымали гальку. Фитоперифитон с поверхности гальки счищали зубными щетками и смывали в определенный объем речной воды. Аликвоты из данного объема для последующего анализа на металлы и жирные кислоты центрифугировали 15 мин при 2500 g. Пробы на жирные кислоты (ЖК) помещали в 5 мл смеси хлороформ-метанол (2 : 1 по объему) и в них добавляли внутренний стандарт (нонадекановую кислоту). Пробы хранились в течение месяца при –20 °С до последующего анализа.

Отбор проб бентоса проводили путем взмучивания гальки с глубины 0,5 м с помощью пробоотборника Сарбера (Surber-type kick bottom sampler) с сетчатым конусом (ячей 0,25 мм), перед входным отверстием которого (0,4 × 0,4 м) проводится взмучивание донных отложений внутри рамки определенной площади (0,14 м<sup>2</sup>). Рамка располагалась выше по течению, чем входное отверстие.

В лаборатории особой доминирующей вида зообентоса, гаммаруса *E. viridis*, отбирали из общей пробы, помещали в отстоянную воду и содержали в течение суток для освобождения кишечника при температуре пробоотбора. После этого животных помещали на короткое время на фильтровальную бумагу и взвешивали перед последующими анализами. Для определения ЖК животных помещали в смесь хлороформ-метанол.

Экземпляры хариуса сибирского получали у местных рыбаков. Для последующих анализов из каждого экземпляра рыб длиной 17–25 см, самцов и самок, брали высечки мышечной ткани под спинным плавником.

Анализ воды, ДО, фитоперифитона и животных на содержание металлов подробно описан в работах [19, 21, 23, 24], а вкратце

пробы воды концентрировали в 20 раз. Перед минерализацией пробы ДО, фитоперифитона, гаммарид и мышечной ткани хариуса сушили, затем измельчали до однородной консистенции. Все отобранные образцы проб минерализовали в смеси азотной и хлорной кислот. Определение концентраций металлов проводили методами пламенной фотометрии и атомной абсорбции. Пределы обнаружения (мг/л) составляют: для Na и K – 0,1, Ca – 0,1, Mg – 0,01, Fe, Ni, Pb и Co – 0,01, Cr – 0,006, Cu и Mn – 0,003, Zn – 0,001.

Анализ жирных кислот подробно описан в работах [25–27], а вкратце анализ метиловых эфиров ЖК проводили на газовом хроматографе с масс-спектрометрическим детектором с колонкой HP-FFAP длиной 30 м и внутренним диаметром 0,25 мм. Энергия ионизации детектора 70 эВ, сканирование в диапазоне 45–450 атомных единиц.

Для статистической обработки данных использовали парный критерий Вилкоксона и *t*-критерий Стьюдента для неравночисленных выборок. Расчеты выполнены с использованием пакета STATISTICA 9 (StatSoft Inc., Tulsa, OK, USA).

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Концентрации большинства металлов (Fe, Cu, Zn, Mn, Ni, Cr, Al, K, Na и Ca) в воде на участке ниже города в среднем выше, чем на условно чистом участке (см. табл. 1). Но эти тенденции в различии средних оказались статистически недостоверными, за исключением таковых для K и Na (см. табл. 1). Концентрации других загрязняющих веществ (нефтепродуктов, общего и неорганического фосфора, нитратного азота) также в среднем выше на условно загрязненном участке, но достоверные различия средних зарегистрированы лишь для фенолов и нитритного азота (см. табл. 1). Важно отметить, что если на участке выше города концентрация фенолов в среднем не превышала ПДК, то на нижнем участке средняя концентрация почти в 3,3 раза выше ПДК.

В донных отложениях р. Енисей на условно загрязненном участке содержалось достоверно больше Cu, Zn и Pb, чем в ДО условно чистого участка (табл. 2). Содержание

Т а б л и ц а 1

Содержание (мг/л, среднее  $\pm$  стандартная ошибка) металлов, фенолов, нефтепродуктов (НП) и биогенных элементов в воде р. Енисей на участках выше (условно чистый) и ниже (условно загрязненный) Красноярска (май 2008 – сентябрь 2010 г.) и достоверность различий ( $p$ ) по парному критерию Вилкоксона ( $T$ ) при числе действительных пар  $N$

| Загрязнитель           | Выше города             | Ниже города             | $N$ | $T$   | $p$    |
|------------------------|-------------------------|-------------------------|-----|-------|--------|
| Fe                     | 0,0480 $\pm$ 0,0055     | 0,0546 $\pm$ 0,0100     | 27  | 164,0 | 0,548  |
| Cu                     | 0,00097 $\pm$ 0,00006   | 0,00102 $\pm$ 0,00005   | 25  | 124,0 | 0,300  |
| Zn                     | 0,00609 $\pm$ 0,00111   | 0,00733 $\pm$ 0,00163   | 24  | 111,5 | 0,271  |
| Mn                     | 0,00404 $\pm$ 0,00047   | 0,00443 $\pm$ 0,00050   | 27  | 149,5 | 0,343  |
| Ni                     | 0,00059 $\pm$ 0,00007   | 0,00089 $\pm$ 0,00035   | 24  | 147,5 | 0,943  |
| Pb                     | 0,00029 $\pm$ 0,00006   | 0,00022 $\pm$ 0,00006   | 22  | 79,5  | 0,127  |
| Co                     | 0,00009 $\pm$ 0,00004   | 0,00005 $\pm$ 0,00003   | 6   | 0,0   | 0,028  |
| Cr                     | 0,00026 $\pm$ 0,00006   | 0,00044 $\pm$ 0,00013   | 15  | 50,0  | 0,570  |
| Al                     | 0,132 $\pm$ 0,015       | 0,159 $\pm$ 0,021       | 22  | 82,0  | 0,148  |
| K                      | 0,708 $\pm$ 0,018       | 0,737 $\pm$ 0,022       | 24  | 75,5  | 0,033  |
| Na                     | 2,85 $\pm$ 0,05         | 3,08 $\pm$ 0,071        | 26  | 75,0  | 0,011  |
| Ca                     | 23,60 $\pm$ 0,75        | 24,39 $\pm$ 0,81        | 27  | 114,0 | 0,072  |
| Mg                     | 3,18 $\pm$ 0,09         | 3,18 $\pm$ 0,09         | 27  | 147,0 | 0,313  |
| Фенолы                 | 0,000654 $\pm$ 0,000215 | 0,004544 $\pm$ 0,003289 | 27  | 33,0  | 0,0002 |
| НП                     | 0,151 $\pm$ 0,052       | 0,213 $\pm$ 0,062       | 24  | 86,5  | 0,070  |
| $P_{\text{общ}}$       | 0,0121 $\pm$ 0,0018     | 0,0138 $\pm$ 0,0019     | 20  | 50,0  | 0,823  |
| $P_{\text{неорг}}$     | 0,00978 $\pm$ 0,00168   | 0,01332 $\pm$ 0,0017    | 20  | 62,0  | 0,108  |
| $\text{NO}_3\text{-N}$ | 0,271 $\pm$ 0,032       | 0,318 $\pm$ 0,049       | 20  | 60,0  | 0,093  |
| $\text{NO}_2\text{-N}$ | 0,00122 $\pm$ 0,00024   | 0,00217 $\pm$ 0,00029   | 20  | 23,0  | 0,006  |

Т а б л и ц а 2

Содержание (мг/кг воздушно-сухой массы, среднее  $\pm$  стандартная ошибка) металлов в донных отложениях р. Енисей на участках выше (условно чистый) и ниже (условно загрязненный) Красноярска (май 2008 – сентябрь 2010 г.) и достоверность различий ( $p$ ) по парному критерию Вилкоксона ( $T$ ) при числе действительных пар  $N$

| Элемент | Выше города       | Ниже города        | $N$ | $T$   | $p$     |
|---------|-------------------|--------------------|-----|-------|---------|
| Fe*     | 20,76 $\pm$ 0,65  | 16,45 $\pm$ 0,60   | 23  | 18,0  | 0,00026 |
| Cu      | 8,73 $\pm$ 0,45   | 39,20 $\pm$ 9,00   | 23  | 0,00  | 0,00003 |
| Zn      | 42,22 $\pm$ 1,16  | 95,53 $\pm$ 5,02   | 23  | 0,00  | 0,00003 |
| Mn*     | 0,41 $\pm$ 0,02   | 0,35 $\pm$ 0,01    | 23  | 63,5  | 0,02346 |
| Ni      | 31,15 $\pm$ 0,72  | 27,70 $\pm$ 0,34   | 23  | 34,0  | 0,00156 |
| Pb      | 5,46 $\pm$ 0,80   | 107,18 $\pm$ 30,13 | 23  | 0,0   | 0,00003 |
| Co      | 9,23 $\pm$ 0,30   | 7,95 $\pm$ 0,23    | 23  | 8,0   | 0,00008 |
| Cr      | 22,80 $\pm$ 1,80  | 17,72 $\pm$ 1,08   | 23  | 58,0  | 0,01497 |
| Al*     | 30,66 $\pm$ 1,43  | 23,35 $\pm$ 1,20   | 19  | 6,0   | 0,00034 |
| Cd      | 0,024 $\pm$ 0,016 | 0,002 $\pm$ 0,001  | 6   | 5,0   | 0,24886 |
| K*      | 1,80 $\pm$ 0,12   | 1,37 $\pm$ 0,10    | 23  | 34,5  | 0,00164 |
| Na*     | 0,54 $\pm$ 0,02   | 0,50 $\pm$ 0,02    | 22  | 75,5  | 0,09777 |
| Ca*     | 8,95 $\pm$ 0,63   | 9,36 $\pm$ 0,68    | 23  | 101,0 | 0,26044 |
| Mg*     | 7,42 $\pm$ 0,24   | 6,83 $\pm$ 0,20    | 23  | 53,0  | 0,00973 |

П р и м е ч а н и е. Здесь и в табл. 3–5 \* г/кг.

Содержание (мг/кг воздушно-сухой массы, среднее  $\pm$  стандартная ошибка) металлов в фитоперифитоне (эпилитоне) р. Енисей на участках выше (условно чистый) и ниже (условно загрязненный) Красноярска (май 2008 – сентябрь 2010 г.) и достоверность различий ( $p$ ) по парному критерию Вилкоксона ( $T$ ) при числе действительных пар  $N$

| Элемент | Выше города        | Ниже города      | $N$ | $T$   | $p$    |
|---------|--------------------|------------------|-----|-------|--------|
| Fe*     | 18,93 $\pm$ 0,93   | 15,79 $\pm$ 0,80 | 27  | 64,0  | 0,0027 |
| Cu      | 19,71 $\pm$ 2,19   | 21,81 $\pm$ 1,12 | 27  | 82,0  | 0,0101 |
| Zn      | 141,25 $\pm$ 52,66 | 96,96 $\pm$ 8,38 | 27  | 113,0 | 0,0679 |
| Mn*     | 1,95 $\pm$ 0,50    | 1,20 $\pm$ 0,15  | 27  | 130,0 | 0,1563 |
| Ni      | 29,68 $\pm$ 2,37   | 25,60 $\pm$ 0,96 | 27  | 136,0 | 0,2029 |
| Pb      | 7,10 $\pm$ 0,80    | 15,23 $\pm$ 2,08 | 27  | 31,0  | 0,0001 |
| Co      | 10,17 $\pm$ 0,71   | 7,85 $\pm$ 0,31  | 27  | 64,0  | 0,0027 |
| Cr      | 17,07 $\pm$ 1,23   | 15,64 $\pm$ 0,75 | 27  | 176,0 | 0,7548 |
| Cd      | 0,14 $\pm$ 0,05    | 0,15 $\pm$ 0,03  | 25  | 78,5  | 0,0238 |
| K*      | 4,36 $\pm$ 0,32    | 3,75 $\pm$ 0,28  | 27  | 102,0 | 0,0366 |
| Na*     | 0,70 $\pm$ 0,07    | 0,57 $\pm$ 0,05  | 27  | 126,0 | 0,1301 |
| Ca*     | 12,16 $\pm$ 0,72   | 16,92 $\pm$ 2,77 | 27  | 129,0 | 0,1494 |
| Mg*     | 6,48 $\pm$ 0,20    | 7,25 $\pm$ 1,05  | 27  | 137,0 | 0,2115 |
| Al*     | 19,91 $\pm$ 1,69   | 19,62 $\pm$ 1,37 | 14  | 36,0  | 0,3003 |

Pb в ДО загрязненного участка в среднем почти в 20 раз превышало таковое условно чистого участка, тогда как концентрации Fe, Mn, Ni, Co, Cr, Al, K и Mg на условно чистом участке в среднем достоверно выше, чем на загрязненном (см. табл. 2).

Средние концентрации Cu, Pb и Cd в биомассе фитоперифитона (эпилитона) условно загрязненного участка достоверно выше, чем на условно чистом участке (табл. 3). Концентрации Fe, Co и K в перифитоне чистого участка, напротив, в среднем достоверно выше, чем таковые загрязненного участка (см. табл. 3).

Содержание Cu в биомассе доминирующего вида зообентоса *E. viridis* на условно загрязненном участке в среднем достоверно выше, чем на условно чистом (табл. 4). Подобную тенденцию, хотя и статистически недостоверную, можно отметить также для Fe, Pb и Co. В то же время концентрации Mn, Cr, Cd, Na и Mg в биомассе гаммарусов чистого участка превышали таковые загрязненного (см. табл. 4).

В мышечной ткани хариуса сибирского из условно загрязненного участка в среднем содержалось достоверно больше K и Ca, но достоверно меньше Zn, чем у хариуса из условно чистого участка (табл. 5). Можно так-

же отметить недостоверную тенденцию повышенного содержания Ni и Cr в мышцах хариуса загрязненного участка (см. табл. 5).

Уровень эйкозапентаеновой кислоты (мг/м<sup>2</sup>) в первичных продуцентах – фитоперифитоне, а также сумма ЭПК+ДГК загрязненного участка оказались достоверно выше, чем на чистом участке (табл. 6). Напротив, уровни ЭПК и ДГК и концентрация ДГК в биомассе консументов – гаммарид загрязненного участка оказались достоверно ниже, чем таковые чистого участка (см. табл. 6). Содержание ПНЖК, как относительное (проценты), так и абсолютное, в мышечной ткани хариуса из условно чистого участка в среднем выше, чем таковое загрязненного (табл. 7). Однако эти тенденции более высокого содержания ПНЖК в хариусе чистого участка оказались статистически недостоверными (см. табл. 7).

Загрязнение, наблюдавшееся на участке р. Енисей ниже города Красноярска, можно назвать вполне умеренным [23]. Лишь концентрации фенолов в воде почти в 4,5 раза выше рыбохозяйственных ПДК для фенола, тогда как на участке выше города их концентрации достоверно ниже, чем на загрязненном участке, и не превышали ПДК. Содержание алюминия и нефтепродуктов в воде

Т а б л и ц а 4

Содержание (мг/кг воздушно-сухой массы, среднее  $\pm$  стандартная ошибка) металлов в биомассе *Eulimnogammarus viridis* р. Енисей на участках выше (условно чистый) и ниже (условно загрязненный) Красноярска (май 2008 – сентябрь 2010 г.) и достоверность различий ( $p$ ) по парному критерию Вилкоксона ( $T$ ) при числе действительных пар  $N$

| Элемент | Выше города       | Ниже города       | $N$ | $T$   | $p$    |
|---------|-------------------|-------------------|-----|-------|--------|
| Fe*     | 0,16 $\pm$ 0,02   | 0,20 $\pm$ 0,02   | 20  | 59,0  | 0,0859 |
| Cu      | 55,56 $\pm$ 1,96  | 60,53 $\pm$ 2,26  | 20  | 31,0  | 0,0057 |
| Zn      | 68,91 $\pm$ 1,17  | 67,52 $\pm$ 1,13  | 20  | 75,0  | 0,2627 |
| Mn      | 51,09 $\pm$ 12,36 | 48,15 $\pm$ 3,06  | 20  | 49,0  | 0,0366 |
| Ni      | 1,10 $\pm$ 0,16   | 0,78 $\pm$ 0,10   | 20  | 53,0  | 0,0522 |
| Pb      | 0,33 $\pm$ 0,08   | 0,48 $\pm$ 0,10   | 18  | 61,0  | 0,2860 |
| Co      | 0,29 $\pm$ 0,09   | 0,40 $\pm$ 0,18   | 20  | 102,0 | 0,9108 |
| Cr      | 2,23 $\pm$ 0,31   | 1,53 $\pm$ 0,21   | 20  | 26,0  | 0,0032 |
| Cd      | 0,15 $\pm$ 0,05   | 0,03 $\pm$ 0,01   | 15  | 1,0   | 0,0008 |
| K*      | 7,30 $\pm$ 0,16   | 7,04 $\pm$ 0,12   | 20  | 60    | 0,0930 |
| Na*     | 5,70 $\pm$ 0,29   | 5,13 $\pm$ 0,20   | 20  | 44,0  | 0,0228 |
| Ca*     | 115,14 $\pm$ 5,96 | 109,13 $\pm$ 6,35 | 20  | 66,0  | 0,1454 |
| Mg*     | 1,33 $\pm$ 0,04   | 1,25 $\pm$ 0,03   | 20  | 51,0  | 0,0438 |

обоих участков в среднем достоверно не различались и превышали рыбохозяйственные ПДК. Содержание в воде всех остальных элементов и веществ было на уровне (Cu) или существенно ниже ПДК.

Как известно, по содержанию металлов в воде, особенно в реках, не всегда можно судить об отсутствии или наличии загрязнения биоты этими металлами [12]. Для адекватной оценки наличия или отсутствия хро-

Т а б л и ц а 5

Содержание (мг/кг воздушно-сухой массы, среднее  $\pm$  стандартная ошибка) металлов в биомассе хариуса сибирского р. Енисей на участках выше (условно чистый) и ниже (условно загрязненный) Красноярска (май 2008 – сентябрь 2010 г.)

| Элемент | Выше города       | $n$ | $D_{K-S}$    | Ниже города       | $n$ | $D_{K-S}$    | $t$  | $p$  |
|---------|-------------------|-----|--------------|-------------------|-----|--------------|------|------|
| Fe*     | 33,21 $\pm$ 8,66  | 16  | 0,352        | 25,28 $\pm$ 3,15  | 23  | <b>0,230</b> |      |      |
| Cu      | 1,44 $\pm$ 0,08   | 16  | <b>0,201</b> | 1,34 $\pm$ 0,05   | 23  | <b>0,097</b> | 1,11 | 0,27 |
| Zn      | 22,71 $\pm$ 1,20  | 16  | <b>0,163</b> | 19,57 $\pm$ 0,85  | 23  | <b>0,122</b> | 2,20 | 0,03 |
| Mn      | 1,99 $\pm$ 0,95   | 16  | 0,425        | 0,97 $\pm$ 0,06   | 23  | <b>0,147</b> |      |      |
| Ni      | 0,07 $\pm$ 0,02   | 16  | <b>0,229</b> | 0,17 $\pm$ 0,05   | 23  | <b>0,278</b> | 1,52 | 0,14 |
| Pb      | 0,15 $\pm$ 0,04   | 16  | <b>0,213</b> | 0,15 $\pm$ 0,04   | 23  | <b>0,227</b> | 0,01 | 0,48 |
| Co      | 0,015 $\pm$ 0,007 | 16  | 0,459        | 0,005 $\pm$ 0,003 | 23  | <b>0,515</b> |      |      |
| Cr      | 1,13 $\pm$ 0,17   | 16  | <b>0,144</b> | 1,65 $\pm$ 0,22   | 23  | <b>0,162</b> | 1,75 | 0,09 |
| Cd      | 0,003 $\pm$ 0,002 | 16  | 0,489        | 0,012 $\pm$ 0,003 | 23  | <b>0,218</b> |      |      |
| Al*     | 10,07 $\pm$ 2,42  | 11  | 0,341        | 6,90 $\pm$ 2,30   | 20  | <b>0,399</b> |      |      |
| K*      | 19,48 $\pm$ 0,52  | 16  | <b>0,119</b> | 21,08 $\pm$ 0,42  | 23  | <b>0,111</b> | 2,41 | 0,02 |
| Na*     | 2,23 $\pm$ 0,18   | 16  | <b>0,131</b> | 2,06 $\pm$ 0,14   | 23  | <b>0,089</b> | 0,77 | 0,44 |
| Ca*     | 0,12 $\pm$ 0,02   | 16  | <b>0,167</b> | 0,26 $\pm$ 0,05   | 23  | <b>0,184</b> | 2,27 | 0,03 |
| Mg*     | 1,25 $\pm$ 0,03   | 16  | <b>0,277</b> | 1,20 $\pm$ 0,04   | 23  | <b>0,134</b> | 0,94 | 0,35 |

П р и м е ч а н и е. Число проб ( $n$ ), соответствие нормальному распределению по критерию Колмогорова – Смирнова ( $D_{K-S}$ , соответствие выделено жирным шрифтом) и достоверность различий ( $p$ ) по критерию Стьюдента ( $t$ , рассчитывался только при соответствующих  $D_{K-S}$ ).

Т а б л и ц а 6

Уровень (доля от общей суммы жирных кислот, %) и содержание (мг/м<sup>2</sup> или мг/г сырой массы) эйкозапентаеновой (ЭПК) и докозагексаеновой (ДГК) кислот и их суммы (среднее ± стандартная ошибка) в фитоперифитоне (эпилитоне) и бентосных гаммаридях *Eulimnogammarus viridis* р. Енисей на участках выше (условно чистый) и ниже (условно загрязненный) Красноярска (май 2008 – май 2010 г.) и достоверность различий (*p*) по парному критерию Вилкоксона (*T*) при числе действительных пар *N* = 24 для перифитона и *N* = 22 для гаммаруса

| Показатель                   | Выше города  | Ниже города  | <i>T</i> | <i>p</i> |
|------------------------------|--------------|--------------|----------|----------|
| <i>Перифитон</i>             |              |              |          |          |
| ЭПК, %                       | 14,0 ± 1,2   | 15,4 ± 0,9   | 111,0    | 0,265157 |
| ДГК, %                       | 0,9 ± 0,1    | 0,8 ± 0,1    | 124,0    | 0,457569 |
| ЭПК + ДГК, %                 | 15,0 ± 1,2   | 16,2 ± 1,0   | 118,0    | 0,360567 |
| ЭПК, мг/м <sup>2</sup>       | 171,6 ± 43,7 | 230,2 ± 40,9 | 69,0     | 0,020653 |
| ДГК, мг/м <sup>2</sup>       | 11,8 ± 3,4   | 13,9 ± 3,0   | 98,0     | 0,137356 |
| ЭПК + ДГК, мг/м <sup>2</sup> | 183,4 ± 46,9 | 244,1 ± 43,8 | 69,0     | 0,020653 |
| <i>Гаммарус</i>              |              |              |          |          |
| ЭПК, %                       | 17,2 ± 0,4   | 15,0 ± 0,4   | 39,0     | 0,007839 |
| ДГК, %                       | 2,5 ± 0,2    | 1,7 ± 0,1    | 24,0     | 0,001471 |
| ЭПК + ДГК, %                 | 19,8 ± 0,5   | 16,7 ± 0,5   | 30,0     | 0,002961 |
| ЭПК, мг/г                    | 4,6 ± 0,5    | 3,7 ± 0,3    | 76,0     | 0,169776 |
| ДГК, мг/г                    | 0,6 ± 0,1    | 0,4 ± 0,0    | 53,0     | 0,029830 |
| ЭПК + ДГК, мг/г              | 5,2 ± 0,6    | 4,1 ± 0,3    | 73,0     | 0,139623 |

нического загрязнения водотоков следует использовать, например, донные отложения [28]. Содержание трех потенциально токсичных металлов – Cu, Zn и особенно Pb – достоверно выше в донных отложениях участка, расположенного ниже города. Эти значения были выше, чем для незагрязненных рек Дальнего Востока [29], но не превышали фоновых значений, зарегистрированных для рек Северной и Южной Америки [30, 31],

Европы [28, 32, 33] и Индии [34]. Однако, если содержание Cu и Pb в донных отложениях на условно чистом участке не превышало пороговых значений (31,6 и 35,8 мг/кг соответственно), ниже которых не наблюдается вредного воздействия на биоту [35], то на загрязненном участке средние значения превышали данный порог.

Перифитон нижнего участка содержал в своей биомассе достоверно больше Cu и Pb,

Т а б л и ц а 7

Уровень (доля от общей суммы жирных кислот, %) и содержание (мг/г сырой массы) эйкозапентаеновой (ЭПК) и докозагексаеновой (ДГК) кислот и их суммы (среднее ± стандартная ошибка) в мышечной ткани хариуса сибирского р. Енисей на участках выше (условно чистый) и ниже (условно загрязненный) Красноярска (май 2008 – сентябрь 2010 г.)

| Показатель      | Выше города | <i>n</i> | <i>D</i> <sub>K-S</sub> | Ниже города | <i>n</i> | <i>D</i> <sub>K-S</sub> | <i>t</i> | <i>p</i> |
|-----------------|-------------|----------|-------------------------|-------------|----------|-------------------------|----------|----------|
| ЭПК, %          | 10,6 ± 0,56 | 7        | <b>0,211</b>            | 9,9 ± 0,41  | 12       | <b>0,175</b>            | 1,07     | 0,299    |
| ДГК, %          | 24,2 ± 3,34 | 7        | <b>0,418</b>            | 21,8 ± 1,71 | 12       | <b>0,189</b>            | 0,85     | 0,406    |
| ЭПК + ДГК, %    | 34,8 ± 3,06 | 7        | <b>0,344</b>            | 31,7 ± 1,75 | 12       | <b>0,191</b>            | 1,12     | 0,278    |
| ЭПК, мг/г       | 0,99 ± 0,08 | 7        | <b>0,262</b>            | 0,95 ± 0,10 | 12       | <b>0,201</b>            | 0,31     | 0,755    |
| ДГК, мг/г       | 2,19 ± 0,16 | 7        | <b>0,303</b>            | 2,03 ± 0,07 | 12       | <b>0,128</b>            | 1,16     | 0,263    |
| ЭПК + ДГК, мг/г | 3,17 ± 0,11 | 7        | <b>0,371</b>            | 2,98 ± 0,13 | 12       | <b>0,262</b>            | 1,14     | 0,269    |

П р и м е ч а н и е. Число проб (*n*), соответствие нормальному распределению по критерию Колмогорова – Смирнова (*D*<sub>K-S</sub>, соответствие выделено жирным шрифтом) и достоверность различий (*p*) по критерию Стьюдента (*t*, рассчитывался только при соответствующих *D*<sub>K-S</sub>).

чем перифитон условно чистого верхнего участка, что хорошо согласуется с различиями в содержании этих элементов в грунтах обоих участков. Концентрации обоих металлов даже в биомассе условно загрязненного участка не превышали значений, полученных для перифитона фоновых участков рек Европы [36, 37] и США [30, 38]. Средние концентрации Cd в биомассе фитоперифитона (эпилитона) условно загрязненного участка также достоверно выше, чем на условно чистом участке (см. табл. 2), но и эти значения не превышали диапазона для чистых рек [38].

Содержание металлов в гаммарусах обоих исследованных участков р. Енисей существенно ниже, чем в гаммарусах фоновых участков горных рек Дальнего Востока [29]. Содержание Cu в гаммарусах условно загрязненного участка достоверно выше, чем таковое условно чистого участка, что вполне соответствует содержанию данного элемента в донных отложениях и перифитоне этих участков. Как показано ранее, в трофической цепи р. Енисей происходит биоаккумуляция меди, т. е. ее накопление в верхнем трофическом звене – зообентосе [19]. При этом содержание Cu в биомассе гаммарусов обоих участков существенно превосходило международное пороговое значение данного металла для кормовых объектов рыб – 25 мг/кг воздушно-сухой массы [39]. Однако в мышечной ткани хариуса обоих участков содержание меди было одинаковым и не превышало российских и международных стандартов [19, 40, 41]. Содержание других металлов в хариусе не превышало значений для рыб из чистых рек [28, 42], за исключением Cr [19, 43].

Таким образом, для большинства веществ и элементов отмечены лишь тенденции к загрязнению различных компонентов экосистемы на участке ниже Красноярска по сравнению с участком выше города. Тем не менее эти тенденции к загрязнению сопровождались тенденциями пониженного содержания ПНЖК в водных организмах.

Количество ЭПК в биомассе перифитона на единицу площади дна на нижнем участке достоверно превышало таковое на верхнем. Вероятно, подобное превышение связано с большей биомассой перифитонных микроводорослей на нижнем участке (Е. А. Иванова,

неопубликованные данные), рост которых стимулируется более высокой концентрацией биогенных элементов, особенно нитритного азота, в воде нижнего участка (табл. 1). Процентное содержание ЭПК и ДГК в биомассе водорослей верхнего и нижнего участков было одинаковым. Средний уровень ЭПК в фитоперифитоне обоих участков р. Енисей не отличался от такового в р. Маскут (США), составлявшего около 15 % [44]. В р. Альер (Франция) на перекатах с галечным дном содержание ЭПК в фитоперифитоне (эпилитоне) было существенно ниже, чем в Енисее, и составляло 2–6 % [45].

Процентное содержание ПНЖК в гаммарусах условно чистого участка достоверно превышало таковое загрязненного участка. Концентрация ДГК в их биомассе также была выше на чистом участке реки. Поскольку содержание ПНЖК в перифитоне, являющимся основным источником пищи енисейских гаммарусов [14], на обоих участках было практически одинаковым, можно предположить, что снижение содержания незаменимых кислот в биомассе этих животных свидетельствовало о неблагоприятных условиях и вызвано влиянием загрязнения. В целом содержание ПНЖК в енисейских гаммарусах близко к таковому у гаммарид из рек Польши [46].

Докозагексаеновая кислота, относительное и абсолютное содержание которой было пониженным в гаммарусах условно загрязненного участка р. Енисей, является необходимым компонентом для роста и развития организмов высшего трофического звена речной экосистемы – рыб. При недостатке в пище ДГК у личинок рыб наблюдаются задержки в росте, функциональном развитии мозга и глаз и в формировании скелета, снижение скорости плавания, ненормальное поведение, а также снижается выживаемость [47–52]. Таким образом, на условно загрязненном участке Енисея обнаружено достоверное снижение качества кормовой базы рыб.

Среднее относительное и абсолютное содержание ПНЖК в мышечной ткани хариуса на загрязненном участке р. Енисей было ниже, чем таковое на чистом участке, хотя различия статистически недостоверны. Вероятно, для обнаружения достоверных различий требуется большая выборка. В целом



содержание ПНЖК у исследованного вида близко к таковому хариуса европейского из рек Швеции [53, 54] и у другого представителя лососеобразных – радужной форели из озер Канады [55].

Статистическая недостоверность большинства тенденций к загрязнению, вероятно, объясняется малыми значениями загрязнения (дозы) и, соответственно, малыми отклонениями в содержании ПНЖК (эффекта). Очевидно, для достоверного выявления вышеуказанных малых отклонений требуется больший объем выборки, хотя в совокупности тенденции позволяют с большой долей уверенности прогнозировать, что более высокий уровень загрязнения приведет к существенному снижению содержания незаменимых ПНЖК в водных организмах.

#### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, в литорали р. Енисей ниже Красноярска отмечена тенденция к загрязнению воды и донных отложений по сравнению с условно чистым участком, расположенным выше города. В биомассе первичных продуцентов загрязненного участка (фитоперифитона) зарегистрировано повышенное содержание потенциально токсичных металлов – Cu, Pb и Cd. Обнаруженная тенденция к загрязнению сопровождалась достоверным снижением относительного и абсолютного содержания незаменимых полиненасыщенных жирных кислот, ЭПК и ДГК в биомассе доминирующего вида зообентоса – *E. viridis*, а также тенденцией к снижению содержания этих кислот в биомассе рыб-бентофагов – *T. arcticus*. Следовательно, антропогенное загрязнение вызывает снижение запасов незаменимых ПНЖК в биомассе верхних звеньев трофической цепи речной экосистемы.

Работа поддержана грантами РФФИ № 08-05-00095 и № 09-05-00607, проектом СО РАН № VI.43.1.1, а также аналитической ведомственной целевой программой “Развитие научного потенциала высшей школы” (темплан СФУ, № Б-4). Авторы выражают свою признательность владельцам и сотрудникам дома отдыха “Дружба” за их любезную помощь в организации отбора проб.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Arts M. T., Ackman R. G., Holub B. J. ‘Essential fatty acids’ in aquatic ecosystems: a crucial link between diet and human health and evolution // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2001. Vol. 58. P. 122–137.
2. Gladyshev M. I., Arts M. T., Sushchik N. N. Preliminary estimates of the export of omega-3 highly unsaturated fatty acids (EPA + DHA) from aquatic to terrestrial ecosystems // *Lipids in aquatic ecosystems* / M. T. Arts, M. Kainz, M. T. Brett (eds). New York: Springer, 2009. P. 179–209.
3. Lauritzen L., Hansen H. S., Jorgensen M. H., Michaelsen K. F. The essentiality of long chain *n*-3 fatty acids in relation to development and function of the brain and retina // *Progr. Lip. Res.* 2001. Vol. 40. P. 1–94.
4. Broadhurst C. L., Wang Y., Crawford M. A., Cunnane S. C., Parkington J. E., Schmidt W. F. Brain-specific lipids from marine, lacustrine, or terrestrial food resources: potential impact on early African *Homo sapiens* // *Comp. Biochem. Physiol.* 2002. Vol. 131 B. P. 653–673.
5. Jump D. B. The biochemistry of *n*-3 polyunsaturated fatty acids // *J. Biol. Chem.* 2002. Vol. 277. P. 8755–8758.
6. Garg M. I., Wood L. G., Singh H., Moughan P. J. Means of delivering recommended levels of long chain *n*-3 polyunsaturated fatty acids in human diets // *J. Food Science.* 2006. Vol. 71, N 5. P. 66–71.
7. Harper C. R., Jacobson T. A. The fats of life – The role of omega-3 fatty acids in the prevention of coronary heart disease // *Arch. Intern. Med.* 2001. Vol. 161. P. 2185–2192.
8. Calder P. C. Long-chain *n*-3 fatty acids and cardiovascular disease: further evidence and insights // *Nutr. Res.* 2004. Vol. 24. P. 761–772.
9. Silvers K. M., Scott K. M. Fish consumption and self-reported physical and mental health status // *Public Health Nutr.* 2002. Vol. 5. P. 427–431.
10. McNamara R. K. The emerging role of omega-3 fatty acids in psychiatry // *Prostaglandins, Leukotrienes and Essential Fatty Acids.* 2006. Vol. 75. P. 223–225.
11. Ahlgren G., Gustafsson I. B., Boberg M. Fatty acid content and chemical composition of freshwater microalgae // *J. Phycol.* 1992. Vol. 28. P. 37–50.
12. Никаноров А. М., Жулидов А. В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеоиздат, 1991. 312 с.
13. Гладышев М. И., Москвичева А. В. Байкальские вселенцы заняли доминирующее положение в бентофауне верхнего Енисея // *Докл. АН.* 2002. Т. 383, № 4. С. 568–570.
14. Sushchik N. N., Gladyshev M. I., Moskvichova A. V., Makhutova O. N., Kalachova G. S. Comparison of fatty acid composition in major lipid classes of the dominant benthic invertebrates of the Yenisei river // *Compar. Biochem. Physiol. B.* 2003. Vol. 134. P. 111–122.
15. Sushchik N. N., Gladyshev M. I., Kalachova G. S., Makhutova O. N., Ageev A. V. Comparison of seasonal dynamics of the essential PUFA contents in benthic invertebrates and grayling *Thymallus arcticus* in the Yenisei river // *Ibid.* 2006. Vol. 145. P. 278–287.
16. Sushchik N. N., Gladyshev M. I., Kalachova G. S. Seasonal dynamics of fatty acid content of a common

- food fish from the Yenisei River, Siberian grayling, *Thymallus arcticus* // Food Chem. 2007. Vol. 104. P. 1353–1358.
17. Sushchik N. N., Gladyshev M. I., Kravchuk E. S., Ivanova E. A., Ageev A. V., Kalachova G. S. Seasonal dynamics of long-chain polyunsaturated fatty acids in littoral benthos in the upper Yenisei River // Aquat. Ecol. 2007. Vol. 41. P. 349–365.
  18. Kolmakov V. I., Anishchenko O. V., Ivanova E. A., Gladyshev M. I., Sushchik N. N. Estimation of periphytic microalgae gross primary production with DCMU-fluorescence method in Yenisei River (Siberia, Russia) // J. Appl. Phycol. 2008. Vol. 20. P. 289–297.
  19. Анищенко О. В., Гладышев М. И., Кравчук Е. С., Суцкий Н. Н., Грибовская И. В. Распределение и миграция металлов в трофических цепях экосистемы реки Енисей в районе г. Красноярск // Водные ресурсы. 2009. Т. 36, № 5. С. 623–632.
  20. Gladyshev M. I., Sushchik N. N., Anishchenko O. V., Makhutova O. N., Kalachova G. S., Gribovskaya I. V. Benefit-risk ratio of food fish intake as the source of essential fatty acids vs. heavy metals: A case study of Siberian grayling from the Yenisei River // Food Chem. 2009. Vol. 115. P. 545–550.
  21. Anishchenko O. V., Gladyshev M. I., Kravchuk E. S., Ivanova E. A., Gribovskaya I. V., Sushchik N. N. Seasonal variations of metal concentrations in periphyton and taxonomic composition of the algal community at a Yenisei River littoral site // Cent. Eur. J. Biol. 2010. Vol. 5. P. 125–134.
  22. Sushchik N. N., Gladyshev M. I., Ivanova E. A., Kravchuk E. S. Seasonal distribution and fatty acid composition of littoral microalgae in the Yenisei River // J. Appl. Phycol. 2010. Vol. 22. P. 11–24.
  23. Анищенко О. В., Гладышев М. И., Кравчук Е. С., Калачева Г. С., Грибовская И. В. Оценка антропогенного загрязнения р. Енисей по содержанию металлов в основных компонентах экосистемы на участках, расположенных выше и ниже г. Красноярск // Журнал Сиб. федерального ун-та. Биология. 2010. Т. 3, № 1. С. 82–98.
  24. Gladyshev M. I., Gribovskaya I. V., Moskvicheva A. V., Muchkina E. Y., Chuprov S. M., Ivanova E. A. Content of metals in compartments of ecosystem of a Siberian pond // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2001. Vol. 41, N 2. P. 157–162.
  25. Gladyshev M. I., Emelianova A. Y., Kalachova G. S., Zotina T. A., Gaevsky N. A., Zhilenkov M. D. Gut content analysis of *Gammarus lacustris* from a Siberian lake using biochemical and biophysical methods // Hydrobiologia. 2000. Vol. 431, N 2/3. P. 155–163.
  26. Makhutova O. N., Kalachova G. S., Gladyshev M. I. A comparison of the fatty acid composition of *Gammarus lacustris* and its food sources from a freshwater reservoir, Bugach, and the saline Lake Shira in Siberia, Russia // Aquatic Ecology. 2003. Vol. 37. P. 159–167.
  27. Gladyshev M. I., Sushchik N. N., Makhutova O. N., Dubovskaya O. P., Kravchuk E. S., Kalachova G. S., Khromechek E. B. Correlations between fatty acid composition of seston and zooplankton and effects of environmental parameters in a eutrophic Siberian reservoir // Limnologia. 2010. Vol. 40. P. 343–357.
  28. Bervoets L., Blust R. Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor // Environ. Pollution. 2003. Vol. 126. P. 9–19.
  29. Богатов В. В., Богатова Л. В. Аккумуляция тяжелых металлов пресноводными гидробионтами в горнорудном районе юга Дальнего Востока России // Экология. 2009. № 3. С. 202–208.
  30. Besser J. M., Brumbaugh W. G., May T. W. et al. Bioavailability of metals in stream food webs and hazards to brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in the upper Animas river watershed, Colorado // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2001. Vol. 40, N 1. P. 48–59.
  31. Smolders A. J. P., Lock R. A. C., Van der Velde G., Medina Hoyos R. I., Roelofs J. G. M. Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment, and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America // Ibid. 2003. Vol. 44. P. 314–323.
  32. Camusso M., Galassi S., Vignati D. Assessment of river Po sediment quality by micropollutant analysis // Water Res. 2002. Vol. 36. P. 2491–2504.
  33. Duran M., Kara Y., Akyildiz G. K., Ozdemir A. Antimony and heavy metals accumulation in some macroinvertebrates in the Yesilirmak River (N Turkey) near the Sb-mining area // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2007. Vol. 78. P. 395–399.
  34. Jain C. K. Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna, India // Water Res. 2004. Vol. 38. P. 569–578.
  35. MacDonald D. D., Ingersoll C. G., Berger T. A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2000. Vol. 39. P. 20–31.
  36. Behra R., Landwehrjohann R., Vogel K., Wagne B., Sigg L. et al. Copper and zinc content of periphyton from two rivers as a function of dissolved metal concentration // Aquat. Sci. 2002. Vol. 64, N 3. P. 300–306.
  37. Blank H., Admiraal W., Cleven R. F. M. J., Guasch H., van den Hoop M. A. G. T., Ivorra N. et al. Variability in zinc tolerance, measured as incorporation of radiolabeled carbon dioxide and thymidine, in periphyton communities sampled from 15 European river stretches // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2003. Vol. 44. P. 17–29.
  38. Farag A. M., Woodward D. F., Goldstein J. N. et al. Concentrations of metals associated with mining waste in sediments, biofilm, benthic macroinvertebrates, and fish from the Coeur d'Alene River Basin, Idaho // Ibid. 1998. Vol. 34, N 2. P. 119–127.
  39. Ikem A., Egilla J. Trace element content of fish feed and bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) from aquaculture and wild source in Missouri // Food Chem. 2008. Vol. 110. P. 301–309.
  40. Burger J., Gochfeld M. Heavy metals in commercial fish in New Jersey // Environmental Research. 2005. Vol. 99. P. 403–412.
  41. Cheung K. C., Leung H. M., Wong M. H. Metal Concentrations of Common Freshwater and Marine Fish from the Pearl River Delta, South China // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2008. Vol. 54. P. 705–715.
  42. Gutleb A. C., Hellsberg A., Mitchell C. Heavy metal concentrations in fish from a Pristine rainforest valley in Peru: a baseline study before the start of oil-drilling activities // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2002. Vol. 69. P. 523–529.
  43. Gladyshev M. I., Sushchik N. N., Anishchenko O. V., Makhutova O. N., Kalachova G. S., Gribovskaya I. V.

- Benefit-risk ratio of food fish intake as the source of essential fatty acids vs. heavy metals: A case study of Siberian grayling from the Yenisei River // *Food Chemistry*. 2009. Vol. 115. P. 545–550.
44. Torres-Ruiz M., Wehr J. D., Perrone A. A. Trophic relations in a stream food web: importance of fatty acids for macroinvertebrate consumers // *J. N. Am. Benthol. Soc.* 2007. Vol. 26. P. 509–522.
  45. Descroix A., Bec A., Bourdier G., Sargos D., Sauvanet J., Misson B., Desvillettes C. Fatty acids as biomarkers to indicate main carbon sources of four major invertebrate families in a large River (the Allier, France) // *Fundam. Appl. Limnol.* 2010. Vol. 177. P. 39–55.
  46. Kolanowski W., Stolyhwo A., Grabowski M. Fatty acid composition of selected fresh water gammarids (Amphipoda, Crustacea): a potentially innovative source of omega-3 LC PUFA. // *J. Am. Oil. Chem. Soc.* 2007. Vol. 84. P. 827–833.
  47. Sargent J., Bell G., McEvoy L., Tocher D., Estevez A. Recent developments in the essential fatty acid nutrition of fish // *Aquaculture*. 1999. Vol. 177. P. 191–199.
  48. Francis D. S., Turchini G. M., Jones P. L., De Silva S. S. Effects of dietary oil source on growth and fillet fatty acid composition of Murray cod, *Maccullochella peelii peelii* // *Ibid.* 2006. Vol. 253. P. 547–556.
  49. Benitez-Santana T., Masuda R., Juarez Carrillo E., Ganuza E., Valencia A., Hernandez-Cruz C. M., Izquierdo M. S. Dietary n-3 HUFA deficiency induces a reduced visual response in gilthead seabream *Sparus aurata* larvae // *Ibid.* 2007. Vol. 264. P. 408–417.
  50. Rinchard J., Czesny S., Dabrowski K. Influence of lipid class and fatty acid deficiency on survival, growth, and fatty acid composition in rainbow trout juveniles // *Ibid.* P. 363–371.
  51. Kjørsvik E., Olsen C., Wold P.-A., Hoehne-Reitan K., Cahu C. L., Rainuzzo J., Olsen A. I., Øie G., Olsen Y. Comparison of dietary phospholipids and neutral lipids on skeletal development and fatty acid composition in Atlantic cod (*Gadus morhua*) // *Ibid.* 2009. Vol. 294. P. 246–255.
  52. Vizcaino-Ochoa V., Lazo J. P., Baron-Sevilla B., Drawbridge M. A. The effect of dietary docosahexaenoic acid (DHA) on growth, survival and pigmentation of California halibut *Paralichthys californicus* larvae (Ayres, 1810) // *Ibid.* 2010. Vol. 302. P. 228–234.
  53. Ahlgren G., Blomqvist P., Boberg M., Gustafsson I.-B. Fatty acid content of the dorsal muscle – an indicator of fat quality in freshwater fish // *J. Fish Biol.* 1994. Vol. 45. P. 131–157.
  54. Ahlgren G., Carlstein M., Gustafsson I.-B. Effects of natural and commercial diets on the fatty acid content of European grayling // *J. of Fish Biology*. 1999. Vol. 55. P. 1142–1155.
  55. Kainz M., Arts M. T., Mazumder A. Essential fatty acids in the planktonic food web and their ecological role for higher trophic levels // *Limnol. Oceanogr.* 2004. Vol. 49. P. 1784–1793.

## Influence of Anthropogenic Pollution on the Content of Essential Polyunsaturated Fatty Acids in the Links of the Food Chain of River Ecosystem

M. I. GLADYSHEV<sup>1,2</sup>, O. V. ANISHCHENKO<sup>1,2</sup>, N. N. SUSHCHIK<sup>1,2</sup>,  
G. S. KALACHEVA<sup>1</sup>, I. V. GRIBOVSKAYA<sup>1</sup>, A. V. AGEEV<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Institute of Biophysics SB RAS*  
660036, Krasnoyarsk, Akademgorodok, 50  
E-mail: hydrakr@rambler.ru

<sup>2</sup> *Siberian Federal University*  
660041, Krasnoyarsk, Svobodniy ave., 79

In the course of monthly sampling during the years 2008–2010, two regions of the littoral of the Enisey river were compared, one of them (conventionally pure) was situated upstream of Krasnoyarsk and the other (conventionally polluted) downstream of Krasnoyarsk. The concentrations of heavy metals, oil products, phenols, biogenic elements and essential polyunsaturated fatty acids (PUFA) in various components of the river ecosystem were determined. It was discovered that the anthropogenic pollution causes a decrease in the resources of essential PUFA in the biomass of the upper links of the food chain of the river ecosystem.

**Key words:** polyunsaturated fatty acids, heavy metals, gammarus, grayling.