

Die Bedeutung aquatischer Nahrungsketten für die Akkumulation eines Pestizids

Von Günter Gunkel

Zusammenfassung

Pestizide können im aquatischen Milieu Eingang in ein pelagisches oder benthisches Nahrungskettensystem finden entsprechend dem Verteilungsgleichgewicht zwischen Wasser und Sediment. Dieses Verteilungsgleichgewicht wird durch den lipophilen Charakter und die adsorptive Bindungsstärke der Pestizide bestimmt. Im Wasser gelöst vorliegende Pestizide können über das pelagische Nahrungskettengefüge akkumuliert werden, zugleich aber werden alle Glieder der Nahrungskette direkt mit dem Pestizid kontaminiert, so daß die Aufnahme aus dem Wasser und über kontaminierte Nahrung Konkurrenzreaktionen sind.

Das Akkumulationsverhalten des Herbizids Atrazin (s-Triazin) als ein Vertreter der mäßig lipophilen Pestizide wurde unter Laborbedingungen und im Freiland untersucht. Die direkte Aufnahme des Atrazins aus dem Wasser erreicht innerhalb eines Tages ein Akkumulationsplateau. Dieses Plateau entspricht etwa dem bei Atrazinaufnahme über kontaminierte Nahrung erreichbaren. Somit ist die Schadstoffweitergabe über das Nahrungskettengefüge im Falle des Atrazins und ähnlich reagierender Stoffe ohne große Bedeutung. Die Rückstände in den einzelnen Gliedern der Nahrungskette steigen zudem nicht entsprechend der Stellung in dieser Nahrungskette.

Die Mechanismen der Atrazinakkumulation wurden am Beispiel der Felchen (*Coregonus fera*) untersucht. Die Atrazinaufnahme aus dem Wasser erfolgt über die Kiemen. Über den Blutkreislauf werden alle Organe der Fische mit Atrazin kontaminiert. Eine Depotfixierung und entsprechend eine langfristige Anreicherung in einem der Organe der Fische findet nicht statt. Bei der Atrazinaufnahme über kontaminierte Nahrung wird das Pestizid bereits im Magen der Fische aufgenommen und über den Blutkreislauf verteilt. Es bildet sich ein geringer Atrazinpool im Fisch, während weiterhin aufgenommenes Atrazin über die Kiemen abgegeben wird.

Das Plateau der Atrazinakkumulation wird durch ein Gleichgewicht zwischen Abgabe des akkumulierten Atrazins und gleichzeitiger Neuaufnahme gebildet. Diese Aufnahme- und Austauschvorgänge weisen sehr hohe Kinetiken auf. Verschiedene Ergebnisse deuten darauf hin, daß Atrazinaufnahme bzw. -austausch sehr eng mit dem Wasseraustausch verknüpfte Prozesse sind. Atrazintransport und Wasseraustausch weisen vergleichbare Kinetiken und gleiche Aufnahmewege auf. In einem weniger dichten Medium, z. B. Luft, ist jedoch der Wasseraustausch behindert. Eine höhere Akkumulation von Atrazin in terrestrischen Tieren wird damit denkbar.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Günter G u n k e l, TU Berlin Institut für Technischen Umweltschutz,
Fachgebiet Wasserreinhaltung, Sekr. Kf4, Straße des 17. Juni 135, 1000 Berlin 12

1. Einleitung

Als Folge intensiver landwirtschaftlicher Nutzung nahm die Verwendung von Pestiziden in den letzten Jahrzehnten sehr stark zu. Neben der akuten und subakuten toxischen Wirkung vieler Pestizide auf Organismen in Ökosystemen wurde der möglichen Akkumulation zunehmend größere Bedeutung beigemessen, da sie möglicherweise die Gesundheit auch der Menschen bedroht. Es sind wiederholt hohe Schadstoffkonzentrationen, besonders von chlorierten Kohlenwasserstoffen, wie z. B. DDT, in vielen Organismen nachgewiesen worden, auch wenn sie nicht direkt mit dem Pestizid kontaminiert wurden. Dies führte zu dem Modell der Pestizidweitergabe über Nahrungsketten, einer Vorstellung, die durch viele Untersuchungen bestätigt werden konnte (KENAGA, 1972, ARNDT, 1979). Endglied vieler Nahrungsketten ist der Mensch, und er unterliegt nachgewiesenermaßen einer hohen Pestizidbelastung. Bedenklich hohe Konzentrationen von chlorierten Kohlenwasserstoffen sind bereits im Menschen gefunden worden (HEESCHEN & BLÜTHGEN, 1979). Allerdings liefern viele Untersuchungen im Freiland und auch unter Laborbedingungen Ergebnisse, die das Modell der Schadstoffweitergabe über Nahrungsketten nicht stützen bzw. der Vorstellung von einer Akkumulation sogar widersprechen (HAMELINK et al. 1971, STREIT, 1979).

Im Rahmen eines umfangreichen Forschungsprogrammes^{*)} wurde die Bedeutung der Nahrungsketten für die Pestizidweitergabe in einem aquatischen System untersucht. Hierbei ist es notwendig, nicht nur die Pestizidkonzentrationen in verschiedenen Nahrungskettengliedern zu bestimmen, sondern es müssen die Faktoren geklärt werden, die die Schadstoffakkumulation ermöglichen und steuern. Wesentliches Ziel des Schwerpunktprogrammes ist, die Mechanismen der Schadstoffaufnahme, die quantitativen Beziehungen innerhalb der Nahrungsketten, sowie die Schadstofffixierung im Organismus aufzuklären. Durch derartige grundlegende Untersuchungen wird es eventuell möglich, das Verhalten von Pestiziden in der Umwelt abzuschätzen, ohne daß jeder einzelne Wirkstoff in umfangreichen Untersuchungen auf sein Akkumulationsverhalten hin geprüft werden muß. Die bisher gesetzlich vorgeschriebenen Standardtestverfahren für die Zulassung von Pestiziden können dagegen viele der möglichen Wirkungen von Pestiziden in natürlichen Ökosystemen nicht berücksichtigen und nur in Ausnahmefällen abschätzen. Ergebnisse, die an einfach aufgebauten Laborsystemen gewonnen werden, können nicht bedenkenlos auf die sehr komplexen und empfindlich reagierenden natürlichen Ökosysteme übertragen werden.

*) Schwerpunktprogramm der Deutschen Forschungsgemeinschaft „Aquatische Nahrungskettenprobleme“.

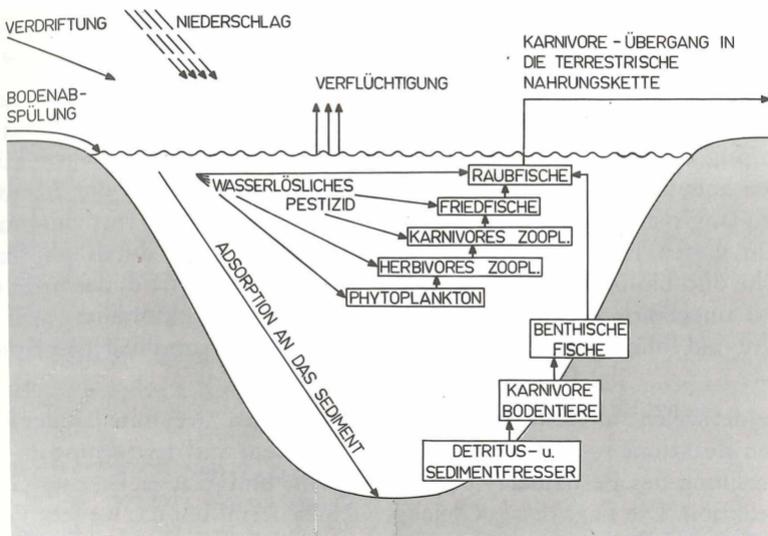


Abb. 1 Schema des Pestizidkreislaufes in einem stehenden Gewässer.

2. Grundsätzliches zu Pestizidkreisläufen in aquatischen Systemen

Aquatische Systeme sind für die Verteilung und Dynamik von Pestiziden in der Umwelt von großer Bedeutung, da Pestizide mit dem Wasserkreislauf transportiert werden können und über diesen Mechanismus in bestimmten Kompartimenten konzentriert oder auch großräumig verteilt werden können. Ein stehendes Gewässer ist somit unter dem Aspekt der Pestiziddynamik ein offenes System mit einem ständigen Input und Output.

Der Eintrag von Pestiziden in ein Gewässer kann unter Umständen direkt erfolgen durch Applikation von Herbiziden zur Makrophytenbekämpfung oder von Insektiziden zur Steuerung der Zooplanktonentwicklung bzw. zur Bekämpfung aquatischer Insekten. Daneben werden aber alle Gewässer mit Pestiziden über drei verschiedene Wege kontaminiert, erstens durch Bodenabspülung nach starken Regenfällen, zweitens durch windbedingte Verdriftung versprühter Pestizide und drittens durch pestizidhaltige Niederschläge (Abb. 1). Bei der Bodenabspülung kann es sich um eine PestizidAuswaschung kontaminierter Böden oder um Bodenerosion handeln, so daß auch fest an Bodenpartikel adsorbierte Pestizide in Gewässer gelangen. Dieser Weg des Pestizideintrages in Gewässer ist vermutlich von großer Bedeutung. Dagegen ist die windbedingte Verdriftung versprühter Pestizide nur bei gewässernaher Ausbringung möglich und kann als Unglücksfall bezeichnet werden. In Niederschlägen sind ebenfalls nachweisbare

Pestizidkonzentrationen enthalten. Im wesentlichen handelt es sich hierbei um leicht flüchtige und photochemisch stabile Verbindungen.

Neben diesen Wegen des Eintrags von Pestiziden in Gewässer existieren zwei Mechanismen des Austrags: erstens durch Verflüchtigung und zweitens durch den Eingang kontaminierter aquatischer Tiere in terrestrische Nahrungsketten. Zwischen aquatischen Systemen, terrestrischen Systemen und der Atmosphäre stellt sich langfristig ein Gleichgewicht ein; die verschiedenen Pestizidkonzentrationen in diesen Kompartimenten der Biosphäre werden durch physikalisch-chemische und biologische Parameter bestimmt. Jedes Pestizid, das nicht unmittelbar zu ungefährlichen Metaboliten abgebaut wird, akkumuliert sich in der Biosphäre und führt zu steigenden Rückständen in den verschiedenen Kompartimenten.

Pestizide, welche in Gewässer gelangen, unterliegen zwei miteinander konkurrierenden Reaktionen – der Adsorption ans Sediment und der Lösung im Wasser. Die Verteilung des Pestizids zwischen Sediment und Wasser ist eine Gleichgewichtsreaktion. Die Lage dieses Gleichgewichtes beeinflusst das weitere Verhalten des Pestizids im Ökosystem wesentlich.

Überwiegend gelöst im Wasser vorliegende Pestizide können Eingang in das pelagische Nahrungskettengefüge finden, bestehend aus Bakterien und Phytoplankton, herbivorem Zooplankton (z. B. Daphnien), karnivorem Zooplankton (z. B. *Leptodora*), Friedfischen und Raubfischen (Abb. 1). Mitunter wird diese Nahrungskette verkürzt, indem z. B. Friedfische auch herbivores Zooplankton fressen. Ein Pestizid kann über dieses Nahrungskettengefüge von den Organismen aufgenommen und akkumuliert werden. Allerdings wird jedes Glied dieser Nahrungskette auch direkt mit dem Pestizid kontaminiert, da das Pestizid auch gelöst im Wasser vorliegt. Die direkte Aufnahme eines Pestizids aus dem Wasser muß als Konkurrenzreaktion zur Aufnahme über kontaminierte Nahrung betrachtet werden (LILLELUND, 1974). Pestizide, die an das Sediment adsorbiert werden, finden Eingang in das benthische Nahrungskettengefüge, bestehend aus Detritus- und Sedimentfressern (z. B. Chironomiden), karnivoren Bodentieren (z. B. Turbellarien) und benthischen Fischen (z. B. *Lota vulgaris*); Endglied dieser Nahrungskette sind Raubfische (Abb. 1). Wenn die Pestizide in starkem Maße ans Sediment adsorbiert werden, ist die entsprechende Konzentration der Pestizide im Wasser gering; der einzige Akkumulationsweg von Bedeutung ist dann die Aufnahme über kontaminierte Nahrung, vor allem aus dem benthischen Nahrungskettengefüge. Steigende Rückstände in den einzelnen Gliedern dieser Nahrungskette können hierbei auftreten, besonders wenn es keine wirksamen Detoxifikationsmechanismen in den Organismen gibt.

Verschiedene Glieder dieser beiden Nahrungsketten können als Beute für terrestrische Räuber dienen und überführen somit das Pestizid in terrestrische Nahrungsketten.

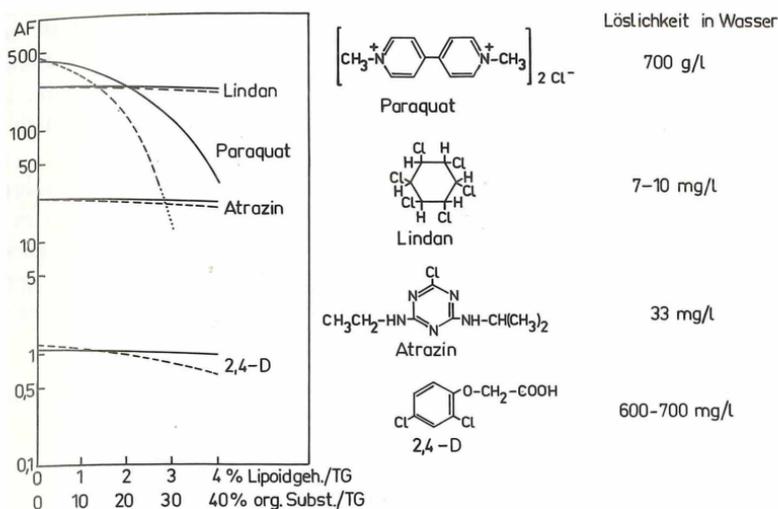


Abb. 2 Adsorption verschiedener Pestizide an Sedimente. Dargestellt sind die Anreicherungsfaktoren auf Trockengewichtsbasis für Sedimente mit verschiedenen Lipoidgehalten (gestrichelte Linie) bzw. verschiedenen Gehalten an organischem Material (durchgezogene Linie). Angegeben sind die Strukturformeln der Verbindungen sowie die Wasserlöslichkeit der Wirksubstanzen bei 25° C (nach STREIT, 1979 a).

Von großer Bedeutung sind die Eigenschaften der Pestizide, die das Verteilungsgleichgewicht zwischen Wasser und Sediment bestimmen. Untersuchungen zur Adsorption von Pestiziden an Sedimente wurden von STREIT (1979 a) an 2,4-D, Atrazin, Lindan und Paraquat durchgeführt. 2,4-D ist eine chloresubstituierte Phenoxyessigsäure, ein Wuchsstoffherbizid. Atrazin gehört zur Gruppe der s-Triazine, ein Selektivherbizid, Lindan ist ein hexachloresubstituiertes Hexan, ein Insektizid. Paraquat gehört zu den quartären heterozyklischen Ammoniumverbindungen und hat herbizide Eigenschaften (Abb. 2). Mit steigendem Lipoidgehalt der Sedimente bzw. mit steigendem Anteil organischen Materials nimmt der Anreicherungsfaktor von 2,4-D, Atrazin und Lindan geringfügig ab; die Adsorption von Paraquat wird dagegen in sehr hohem Maße durch die anorganischen Bestandteile des Sediments bestimmt. Die Adsorption der Pestizide an das Sediment steigt in der Reihe 2,4-D, Atrazin und Lindan, entsprechend nimmt die Wasserlöslichkeit der Pestizide ab. Die Wasserlöslichkeit kann neben anderen physikalisch-chemischen Parametern, wie z. B. der Verteilungskoeffizient zwischen Wasser und n-Oktanol, als Maß für die Lipophilie der Verbindungen gelten. Lindan ist bereits eine ausgesprochen lipophile Verbindung und erreicht im Sediment maximale Anreicherungsfaktoren von 250.

Ein völlig abweichendes Verhalten weist Paraquat auf; Paraquat ist sehr gut wasserlöslich (700 g/l), wird aber gleichzeitig bedeutend an das Sediment adsorbiert (Maximale Anreicherungsfaktoren = 450). Paraquat, ein Salz, liegt im Wasser dissoziiert vor und wird über ionische Bindung an das Sediment angelagert.

Somit werden neben stark lipophilen Pestiziden auch ionische Verbindungen an das Sediment adsorbiert, und diese Stoffgruppen können dann über das benthische Nahrungskettengefüge angereichert werden. Verbindungen mit geringerem lipophilen Charakter liegen dagegen in bedeutendem Maße im Wasser gelöst vor und können über das pelagische Nahrungskettengefüge akkumuliert werden.

3. Die Anreicherung des Herbizids Atrazin über Nahrungsketten unter Laborbedingungen und im Freiland

Die Akkumulation des Herbizids Atrazin wurde in umfangreichen Experimenten an verschiedenen aquatischen Organismen unter Laborbedingungen untersucht; Ziel war es, neben der Höhe der Herbizidrückstände in den Organismen die Bedeutung verschiedener physiologischer Parameter für das Akkumulationsverhalten zu klären (STREIT, 1978, GUNKEL, 1981).

In der Abb. 3 (oben) ist eine experimentelle benthische Nahrungskette nach Ergebnissen von STREIT (1979) dargestellt, bestehend aus der Kieselalge *Nitzschia actinastroides* (Ord. Pennales), der Mützenschnecke *Ancylus fluviatilis* (Ord. Basommatophora) und einem Egel, *Glossiphonia complanata* (Ord. Hirudinea). Angegeben sind die Anreicherungsfaktoren des Atrazins im Bereich des Sättigungsplateaus bei der Aufnahme direkt aus dem Wasser sowie bei der Akkumulation nur über kontaminierte Nahrung. Alle angegebenen Anreicherungsfaktoren (= Quotient der Schadstoffkonzentration im Organismus und dem Wasser) sind auf das Volumen bzw. auf das Naßgewicht der Organismen bezogen, da auf diese Weise die wirkliche Verteilung des Pestizids zwischen Wasser und dem Organismus besser ausgedrückt wird.

Die höchsten Anreicherungsfaktoren (AF) werden bei *Nitzschia* beobachtet mit AF von 50–100, *Ancylus* als Konsument epiphytischer Algen weist dagegen erheblich geringere Anreicherungsfaktoren auf; bei der Verfütterung der kontaminierten Kieselalgen wurden in den Schnecken AF von 4–8 erreicht, während bei der Aufnahme aus dem Wasser unter Hungerbedingungen bereits AF von ca. 3 erreicht werden. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß bei Fütterung der Darm von *Ancylus* mit kontaminierten Algen gefüllt ist und dies zu etwas höheren Anreicherungsfaktoren führen muß; daneben beeinflusst der physiologische Zustand von *Ancylus* (Hunger/Fütterung) ebenfalls das Anreicherungsniveau. *Glossiphonia* als Sekundärkonsument erreicht bei der Aufnahme aus dem Wasser AF von ca. 19, während der Rückstand bei der Aufnahme kontaminierter Schnecken etwa das

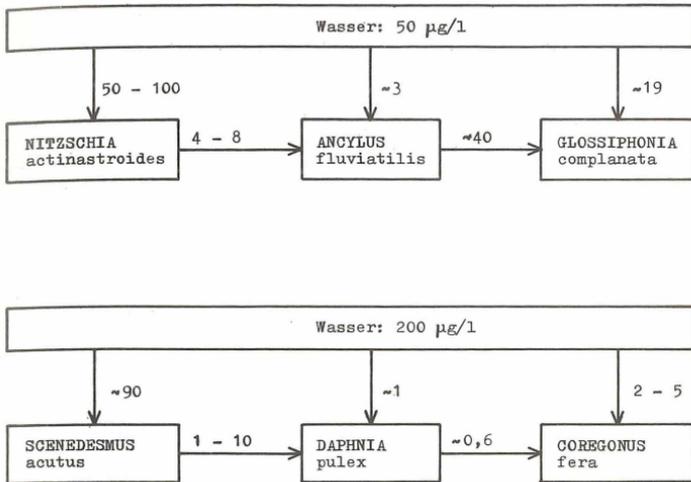


Abb. 3 Anreicherung von Atrazin über eine experimentelle benthische und pelagische Nahrungskette. Angegeben sind die Anreicherungsfaktoren im Bereich des Plateaus der Akkumulation bei der Aufnahme von Atrazin direkt aus dem Wasser sowie nur über kontaminierte Nährtiere. Die Anreicherungsfaktoren sind auf die Schadstoffkonzentration im Wasser bezogen.

Doppelte beträgt. Es läßt sich somit kein signifikanter Nahrungsketteneffekt bei der Akkumulation von Atrazin zeigen, wenn der physiologische Zustand der Organismen dieser Nahrungskette berücksichtigt wird. Die Aufnahme von Atrazin aus dem Wasser führt bereits zu vergleichbaren Rückständen, wie sie bei der Aufnahme über kontaminierte Nahrung erreicht werden. Zudem steigen die Rückstände in den Organismen nicht entsprechend der Stellung in der Nahrungskette.

In der Abb. 3 (unten) ist eine experimentelle pelagische Nahrungskette dargestellt, bestehend aus der Grünalge *Scenedesmus acutus* (Ord. *Chlorococcales*), dem Wasserfloh, *Daphnia pulex*, und dem Felchen, *Coregonus fera* (GUNKEL 1981, HEISIG-GUNKEL & GUNKEL 1981). Wiederum sind die Anreicherungsfaktoren im Bereich des Akkumulationsplateaus des Atrazins angegeben bei der direkten Aufnahme aus dem Wasser sowie bei der Aufnahme über kontaminierte Nahrung. *Scenedesmus* erreicht AF von ca. 90, es handelt sich hierbei um gewässerte Trockenalgen, so daß diese Anreicherung im wesentlichen aus einer Oberflächenadsorption bestehen muß. Die Daphnien erreichen bei der Aufnahme aus dem Wasser einen AF von ca. 1, während bei Fütterung mit kontaminierten Algen die AF 1-10 betragen. Wiederum muß die Füllung des Darmes mit kontaminierten Algen und der veränderte physiologische Zustand berücksichtigt werden, so daß

Eintrag: 152 µg/l ↓ 41 d Wasser: 106 µg/l			
Sediment	NG: 2,3 TG: 23,7	<i>Ranunculus fluitans</i> <i>Chlorella</i> sp.	4,4 105
Chironomidenlarven	1,5	<i>Daphnia pulex</i>	1,2
Radix auricularia (4)	1,6		
		<i>Gerris lacustris</i> (2)	1,0
		<i>Notonecta glauca</i> (2)	1,2
		<i>Dytiscus marginalis</i> (2)	0,6
		Corethralarven	1,6
<i>Cyprinus carpio</i> (1)	1,0	<i>Coregonus fera</i> (2)	4,1

Abb. 4 Akkumulation von Atrazin in einem künstlichen Kleinteich. Angegeben sind die Anreicherungsfaktoren bezogen auf das Naßgewicht. Linke Spalte: Glieder des benthischen Nahrungskettengefüges; rechte Spalte: Glieder des pelagischen Nahrungskettengefüges; in Klammern: Anzahl der durchgeführten Analysen bei Einzelbestimmungen.

sich auf dieser Stufe der Nahrungskette kein signifikanter Nahrungsketteneffekt bei der Akkumulation von Atrazin manifestiert. Dies gilt auch für *Coregonus fera*. Die Felchen erreichen bei der Atrazinaufnahme aus dem Wasser ein höheres Anreicherungsniveau als bei der Verfütterung kontaminierter Daphnien.

Diese Untersuchungen zur Akkumulation von Atrazin in experimentellen Nahrungsketten unter Laborbedingungen wurden ergänzt durch Akkumulationsuntersuchungen in einem natürlichen Ökosystem. Ein künstlicher Kleinteich von 50 m² wurde mit Atrazin kontaminiert, und es konnte neben subletalen Effekten die Anreicherung in verschiedenen Gliedern der Nahrungsketten erfaßt werden. In der Abb. 4 ist als Beispiel die Situation 41 Tage nach Beginn des Experimentes dargestellt. Die Rückstände in den einzelnen Gliedern der Nahrungsketten unterliegen ausgeprägten Änderungen, deren Ursache noch nicht vollständig geklärt ist. Hohe Anreicherungsfaktoren werden nur beim Phytoplankton beobachtet (AF = 105), dies muß eine Konsequenz des großen Oberfläche/Volumen-Verhältnisses sein, da *Ranunculus fluitans* nur ein vergleichsweise

geringes Anreicherungs-niveau erreicht ($AF=4,4$). Die Vermutung liegt nahe, daß die Akkumulation von Atrazin besonders beim Phytoplankton durch Adsorptionsprozesse stark beeinflußt wird; Adsorptionsprozesse können auch zu dem hohen Rückstand im Sediment beitragen (AF bezogen auf das Trockengewicht = 23,7). Alle in der Nahrungskette höher stehenden Organismen erreichen nur ein geringeres Anreicherungs-niveau: Chironomiden als Sedimentfresser ($AF=1,5$), *Radix auricularia* als Fresser epiphytischer Algen ($AF=1,6$), *Daphnia pulex* als Filtrierer planktischer Algen ($AF=1,2$), *Gerris lacustris* als Räuber besonders von Anflughahrung, auf der Wasseroberfläche lebend ($AF=1,0$), *Notonecta glauca*, Corethralarven und *Dytiscus marginalis* als räuberische, aquatische Insekten ($AF=1,6$ bzw. $0,6$), *Cyprinus carpio*, besonders als Fresser der Bodenorganismen ($AF=1,0$) und *Coregonus fera* als Zooplanktonfresser ($AF=4,1$). Somit sind keine signifikanten Unterschiede des Atrazinrückstandes in Primär-, Sekundär und Tertiärkonsumenten nachzuweisen.

4. Mechanismen der Akkumulation von Atrazin am Beispiel der Felchen (*Coregonus fera*)

Bei der Durchführung von Akkumulationsuntersuchungen muß das Plateau der Akkumulation erfaßt werden, da es von entscheidender Bedeutung für die Weitergabe eines Schadstoffes ist. Das Akkumulationsplateau wird u. a. durch den physiologischen Zustand des Organismus beeinflußt. Wichtige Parameter sind hierfür die Temperatur und die Futterration, beide steuern die Stoffwechselintensität (Abb. 5). Auch der Fettgehalt der Organismen, ein Parameter, der Rückstände stark beeinflußt, wird im allgemeinen durch das Stoffwechsell-niveau bestimmt. Zugleich begrenzt die tägliche Futterration die über die Nahrung aufnehmbare absolute Schadstoffmenge. Die Höhe des Akkumulationsplateaus wird zusätzlich durch die Konzentration des Pestizids beeinflußt. Steigende Pestizidkonzentrationen führen in der Regel zu geringeren Anreicherungs-faktoren.

Die Aufnahme des Pestizids kann über zwei verschiedene Wege erfolgen, erstens direkt aus dem Wasser über Haut und Kiemen oder durch Trinken der Fische, und zweitens über kontaminierte Nahrung. Bei der Aufnahme von Schadstoff über kontaminierte Nahrung wird der zeitliche Verlauf der Akkumulation u. a. durch die Größe der täglichen Ration bestimmt.

Die Höhe des Rückstandes im Organismus wird durch drei Detoxifikations-mechanismen zugleich geregelt. Es kann eine direkte Abgabe des Schadstoffes über Kiemen, Haut oder Kot erfolgen, so daß im Akkumulationsplateau ein Gleichgewicht zwischen Aufnahme und Ausscheidung vorliegt. Es kann auch eine Fixierung des Pestizids in einem Depot im Organismus stattfinden, z. B. in fettreichen Geweben; in diesem Fall wäre das Pestizid der Gleichgewichtseinstel-

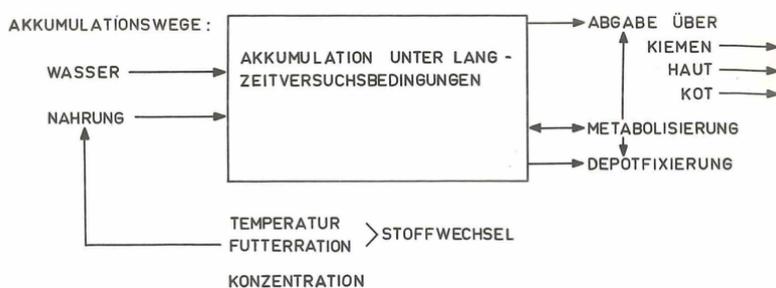


Abb. 5 Schematische Darstellung der Prozesse, die die Akkumulation eines Pestizids in einem Organismus beeinflussen.

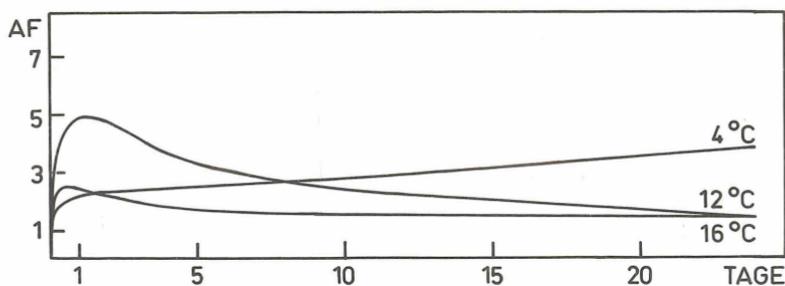


Abb. 6 Atrazinakkumulation aus dem Wasser bei Felchen unter Hungerbedingungen. Angegeben ist der geglättete Verlauf der Rückstandswerte (als Anreicherungs faktoren, AF); jeder Funktion liegen zwischen 17 und 22 Versuchsdaten zugrunde.

lung des Akkumulationsplateaus entzogen und steigende Rückstände wären die Folge ohne deutliche Schädigung der Organismen. Allerdings kann im Fett gespeichertes Pestizid unter Hungerbedingungen mit dem Fett mobilisiert werden und toxische Effekte hervorrufen. Die dritte Detoxifikationsmöglichkeit ist die Metabolisierung des Pestizids, die Metabolite können dann ebenfalls akkumuliert, abgegeben oder in einem Depot fixiert werden.

Der charakteristische zeitliche Verlauf der Akkumulation von Atrazin aus dem Wasser ist in der Abb. 6 am Beispiel der Felchen dargestellt. Die zugrundeliegenden Daten wurden an Jungfelchen unter Hungerbedingungen ermittelt bei einer Atrazinkonzentration im Wasser von ca. 250 µg/l (GUNKEL, 1981). Das Maximum der Anreicherung von Atrazin in den Felchen ist bereits nach ca. 1 Tag erreicht.

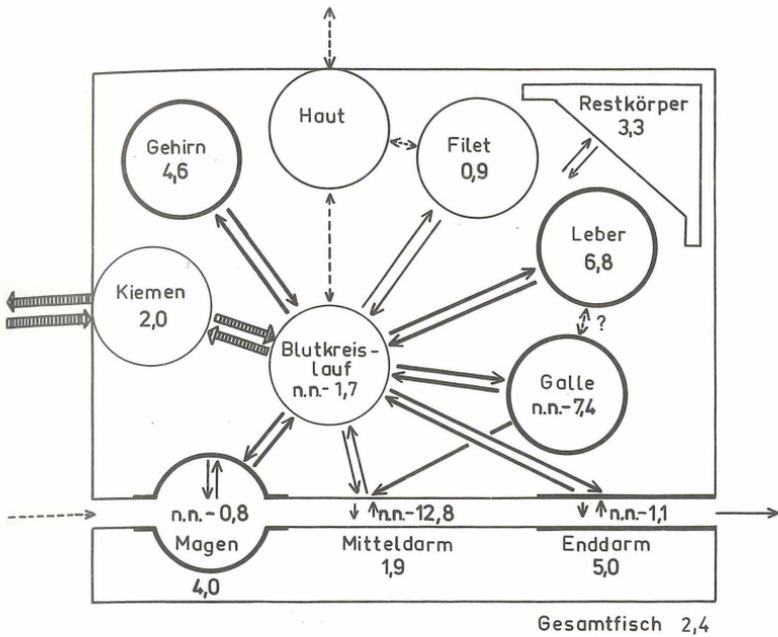


Abb. 7 Schema zur Atrazinakkumulation aus dem Wasser bei Fütterung der Felchen mit nicht kontaminierten Daphnien. Angegeben sind die gemittelten Anreicherungs-faktoren für verschiedene Organe der Fische. Die Pfeile markieren die Akkumulationswege für die einzelnen Organe als Gleichgewichtsreaktion zwischen Aufnahme und Abgabe.

Längere Kontaminierungsperioden führen nicht zu steigenden Rückständen. Lediglich bei Versuchstemperaturen von 4° C sind geringfügig steigende Rückstandswerte nachzuweisen. Die Akkumulation von Atrazin aus dem Wasser bei gleichzeitiger Fütterung der Fische mit nicht kontaminiertem Futter liefert vergleichbare Rückstandswerte (GUNKEL, 1981). Somit wird bei der Atrazinaufnahme aus dem Wasser sehr schnell ein Akkumulationsplateau erreicht, unabhängig vom ernährungsphysiologischen Zustand der Organismen.

Die Verteilung des akkumulierten Atrazins in den Organen der Fische kann Hinweise zum Aufnahmemechanismus und besonders zum Problem der Depotfizierung liefern. Entsprechende Untersuchungen wurden durchgeführt und sind zusammenfassend in der Abb. 7 dargestellt. Geringe Rückstände sind in den Kiemen, im Blut, im Rückenfilet, im Restkörper (bestehend aus Augen, Haut, Knochen u. a.), im Mitteldarm, im Magen- und Enddarmininhalt nachzuweisen, während Gehirn, Leber, Magen und Enddarm hoch kontaminiert werden. Die

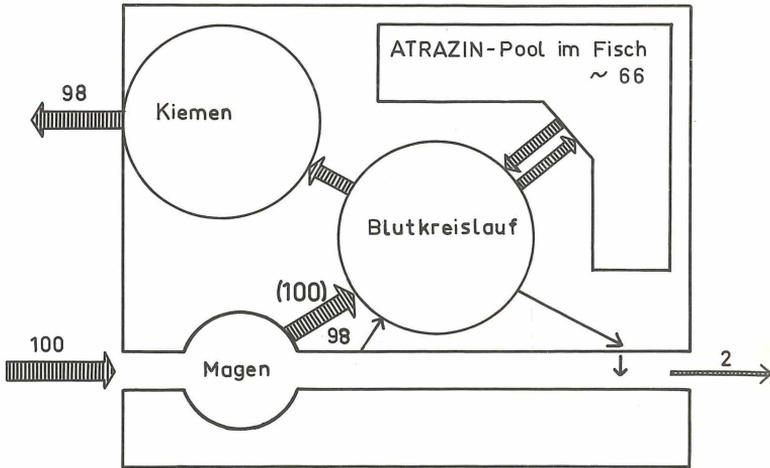


Abb. 8 Schema der Atrazinakkumulation über kontaminierte Nahrung unter Langzeitversuchsbedingungen bei Felchen. Angegeben ist der Atrazinfluß in Prozent der täglichen Atrazinbelastung.

deutlichen Schwankungen der Rückstände in der Gallenblase und im Mitteldarminhalt sind vermutlich eine Folge der sekretorischen Tätigkeit der Galle. Die Atrazinrückstände in den Organen der Fische steigen entsprechend dem Fettgehalt. Nur die Leber weist auch bei geringen Fettgehalten sehr hohe Rückstände auf. Diese können aber auch eine Folge von Adsorptionsvorgängen an der großen inneren Oberfläche der Leber sein. Eine Depotfixierung von Atrazin ist nicht nachzuweisen, da in diesem Fall langfristig steigende und hohe Rückstandswerte in einem Organ auftreten müßten. Eine Metabolisierung des akkumulierten Atrazins findet in den Organismen nicht statt, alle entsprechenden Untersuchungen verliefen negativ.

Die möglichen Akkumulationsmechanismen der Felchen für Atrazin sind in der Abb. 7 mit Pfeilen dargestellt. Eine Aufnahme über die Haut kann nicht nachgewiesen werden. Weder Abwaschversuche noch die Verteilung der Atrazinrückstände nach kurzfristiger Kontaminierung liefern Hinweise auf eine bedeutende Adsorption an die Haut und anschließende Aufnahme in den Organismen. Auch die Pestizidaufnahme durch Trinken der Fische ist für die Gesamtakkumulation ohne Bedeutung. Die geringen Rückstände im Mageninhalt deuten dies bereits an. Der wesentliche Aufnahmeweg verläuft über die Kiemen und den Blutkreislauf. Alle Organe der Fische werden über das Blut mit Atrazin kontaminiert. Im Bereich des Akkumulationsplateaus liegt ein Gleichgewicht vor zwischen Atrazinaufnahme und Atrazinabgabe (GUNKEL & STREIT, 1980). In der

Abb. 7 ist dies durch die gegenläufigen Pfeile dargestellt. Die Atrazinabgabe der Fische über den Kot ist sehr gering und beträgt maximal einige Prozent des Gesamtrückstandes pro Tag (GUNDEL, 1981).

In der Abb. 8 ist der Atrazintransport in Felchen dargestellt, die Atrazin nur mit kontaminierter Nahrung aufgenommen haben; auch bei der Aufnahme von Atrazin aus kontaminierter Nahrung wird das Plateau der Akkumulation bereits nach ca. einem Tag erreicht, ohne daß unter Langzeitversuchsbedingungen eine weitere Akkumulation stattfindet. In der Abb. 8 ist die täglich aufgenommene Atrazinsmenge gleich 100 % gesetzt, es bildet sich ein ständiger Atrazinpool im Fisch von ca. 66 % des täglich aufgenommenen Atrazins. Dieser Rückstand wird auch bei langen Akkumulationsperioden nicht größer. Im Kot sind täglich nur 2 % des aufgenommenen Atrazins nachzuweisen, so daß 98–100 % des mit der Nahrung aufgenommenen Atrazins bereits im Magen über das Blut akkumuliert werden. Der Blutkreislauf besitzt wiederum eine zentrale Bedeutung, denn der Rückstand im Blut steht im Gleichgewicht mit dem Atrazinpool im Fisch. Eventuell wird auch der Enddarminhalt über das Blut geringfügig kontaminiert. Der größte Teil des aufgenommenen Atrazins (98 %) wird jedoch über die Kiemen abgegeben. Es treten somit dieselben Atrazintransportmechanismen auf wie sie bei der Atrazinaufnahme aus dem Wasser vorliegen: über die Kiemen und den Blutkreislauf der Fische wird ein Gleichgewicht aufrechterhalten zwischen dem Organismus und dem umgebenden Medium. Charakteristisch ist, daß diese Gleichgewichtseinstellung mit einer sehr großen Kinetik erfolgt, da bereits nach ca. einem Tag das Plateau der Akkumulation erreicht ist.

Der Mechanismus dieses Atrazintransportes ist eng mit dem Wasseraustausch der Organismen verknüpft. Untersuchungen zur Kinetik der Atrazinaufnahme aus dem Wasser nach Beginn der Kontaminierung sowie zur Kinetik des Atrazin-austausches im Bereich des Plateaus der Akkumulation zeigen, daß diese Prozesse mit ähnlicher Geschwindigkeit verlaufen wie der Wasseraustausch in den verschiedenen Organen (Tab. 1). Der Restkörper besitzt die geringste Geschwindigkeit für Atrazinaufnahme und -austausch, während diese Prozesse in der Leber am schnellsten ablaufen. Das Blut hat eine mittlere Aufnahme- und Austauschkinetik, da die Einstellung des Verteilungsgewichtes über das Blut erfolgt. Atrazinaufnahme und -austausch weisen in allen Organen der Fische Kinetiken vergleichbarer Größenordnung auf, so daß bei den Prozessen vermutlich der gleiche Mechanismus zugrundeliegt. Der Wassergehalt aller untersuchter Organe der Fische unterliegt einem Austausch. Dieser erfolgt sehr schnell und beträgt pro Tag 440 Gewichtsprozent, d. h. Wasser entsprechend dem 4,4fachen des Körpergewichts der Felchen wird pro Tag ausgetauscht. Der schnellste Wasseraustausch findet im Blut statt, und über das Blut wird der Wassergehalt der anderen Organe ausgetauscht. Dieser Wasseraustausch des Blutes geschieht über die Kiemen. Ein Austausch über die Haut bzw. durch Trinken der Fische konnte nicht nachgewie-

	Wasseraustausch (min) -25 % des NG-	Atrazinakkumulation (min) -bis AF = 1-	Atrazinaustausch (min) -bis AF = 1-
Restkörper	> 100	241	62,5
Gesamtfisch	102,3	50,9	35,2
Rückenfilet	73,6	30,7	26,3
Gallenblase	29,0	17,9	18,5
Kiemen	23,3	10,2	10,2
Mitteldarm	22,6	14,3	15,4
Leber	21,7	4,9	7,7
Enddarm	21,3	13,9	10,4
Magen	20,7	27,4	26,1
Blut	11,3	43,8	34,1

Tab. 1 Kinetik des Wasseraustausches, der Atrazinakkumulation und des Atrazinaustausches bei Felchen. Angegeben sind die Zeiten in Minuten, bis 25 % des Wassers, bezogen auf das Naßgewicht, ausgetauscht sind, bzw. Atrazin entsprechend dem Anreicherungsfaktor 1 akkumuliert oder ausgetauscht ist.

sen werden (BENTLEY, 1971, GUNKEL & STREIT, 1980). Somit verlaufen Atrazinaufnahme und -austausch sowie der Wasseraustausch der Fische über den gleichen Weg. Dies läßt vermuten daß diesen Prozessen ein gleichartiger Mechanismus zugrunde liegt.

Die Geschwindigkeit des Wasseraustausches in den Organen der Felchen ist mit der Geschwindigkeit der Atrazinaufnahme korreliert. Dies zeigt sich besonders in der Reihung folgender Organe: Restkörper, Rückenfilet, Gallenblase, Kiemen, Mitteldarm, Enddarm. Die Vermutung, daß Atrazintransport und Wasseraustausch der Organismen sehr eng miteinander verknüpfte Prozesse sind, wird aufgrund der sehr ähnlichen Kinetiken bestätigt.

Der sehr intensive Wasseraustausch vieler aquatischer Organismen erklärt, warum bereits nach ca. einem Tag das Plateau der Akkumulation des Atrazins erreicht ist. Dies gilt auch für die Aufnahme von Atrazin über kontaminierte Nahrung, da über den Wassertransport der Fische ein Gleichgewicht des Atrazins zwischen dem Organismus und dem umgebenden Medium aufrechterhalten werden kann. Somit ist für Atrazin kein Nahrungsketteneffekt nachzuweisen. Diese dargestellten Mechanismen der Akkumulation gelten vermutlich für zahlreiche aquatische Organismen. Sie konnten z. B. auch

für *Ancylus fluvialis* nachgewiesen werden (GUNKEL & STREIT, 1980). Ein vergleichbares Akkumulationsverhalten ist bei anderen, nur gering lipophilen Pestiziden zu erwarten.

Interessant ist der Übergang des Atrazins in terrestrische Nahrungsketten. Terrestrische Organismen weisen einen sehr viel geringeren Wasseraustausch auf. Deshalb ist eine Atrazinabgabe über den Wasseraustausch bei terrestrischen Organismen nicht möglich. Dies könnte zu einer langfristig steigenden Akkumulation führen, bis zum Eintritt eines Gleichgewichtes zwischen Aufnahme und Abgabe, hauptsächlich über Urin und Faeces.



Abb. 9



Abb. 10

Abb. 9–12 Probleme verursacht der Übergang von Schadstoffen aus aquatischen in terrestrische Nahrungsketten. – Unter den Fischfressern sind nicht nur Greifvögel (hier: Fischadler, Abb. 10), sondern auch Meeresvögel, Schreitvögel (hier: Graureiher, Abb. 9), Seeschwalben (hier: Küstenseeschwalbe, Abb. 11), Taucher und Säger, Eisvogel und weitere Arten betroffen. – Die Anreicherung der Schadstoffe im Sediment wird über Bodenorganismen und Schlammfauna-Fresser (hier: Alpenstrandläufer, Abb. 12) an übergeordnete Beutegreifer weitergegeben und kann z. B. Populationen überwinternder Wanderfalken fern von ihren Brutgebieten gefährden (vgl. die Arbeit von ELLENBERG & VOGT in diesem Band). Foto: H. Ellenberg, B.-U. Meyburg.

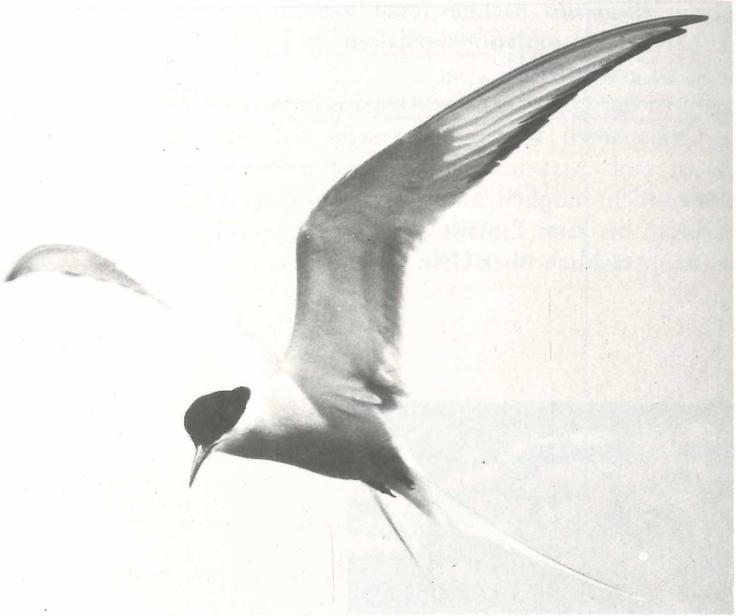


Abb. 11



Abb. 12

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Ökologie der Vögel. Verhalten Konstitution Umwelt](#)

Jahr/Year: 1981

Band/Volume: [Supp_3](#)

Autor(en)/Author(s): Gunkel Günter

Artikel/Article: [Die Bedeutung aquatischer Nahrungsketten für die Akkumulation eines Pestizids 111-126](#)