

Gutachten

Einfluss von Nasslagern auf den ökologischen
Zustand und die Fischfauna von
Fließgewässern

Ao.Univ.Prof. DI Dr. Stefan Schmutz

Im Auftrag des
Amtes der Steiermärkischen Landesregierung
Fachabteilung 10C Forstwesen

Wien, Oktober 2009

Inhaltsverzeichnis

1. Problemstellung.....	4
2. Mögliche Einflüsse von Nasslagern auf Fischbestände	4
2.1. Schadstoffe	4
3. Verordnungen und Richtlinien hinsichtlich Wasserqualität.....	14
3.1. Restwasser.....	15
3.1.1. Wasserbedarf von Nasslagern	15
4. Fallstudie Salza	16
4.1. Chemische Messungen durch ÖBf AG	17
4.2. Chemisch-physikalische Untersuchung zweier Nasslager der ÖBF AG durch die Hydrologische Untersuchungsstelle Salzburg.....	19
4.3. Befischung.....	21
5. Alternativen zu offenen Systemen (Direkteinleitungen).....	26
5.1. Kreislaufbetrieb.....	26
5.2. Absetzbecken	27
5.3. Bodeninfiltration	27
6. Zusammenfassung.....	28
7. Literatur.....	32

1. Problemstellung

Wiederholte Windbrüche führten in den letzten Jahren zu einem massiven Anfall von Holz, für dessen Lagerung umfangreiche Nasslager anzulegen waren. Das Holz wird bei der Nasslagerung kontinuierlich beregnet, um einem Qualitätsverlust durch Schädlinge vorzubeugen. Das abfließende Wasser kann, wenn es mit schlechter Wasserqualität in Vorfluter abgegeben wird, den ökologischen Zustand des Gewässers beeinträchtigen. Insbesondere Fische und Benthosorganismen (Fischnährtiere) können davon betroffen sein.

Im Detail ist im Gutachten abzuklären:

1. Welche Schadstoffe kommen zusätzlich zu BSB und CSB vor und sind für die Fischereiwirtschaft relevant?
2. Sind relevante Auswirkungen auf adulte Fische, juvenile Stadien und Fischnährtiere zu erwarten und wenn ja welche?
3. Gibt es einen relevanten Einfluss des Zeitpunktes des Lageraufbaus im jahreszeitlichen Ablauf hinsichtlich der Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft?
4. Gibt es Eintrübungen des Wassers in der Folge des Lageraufbaus und wie lange dauert diese an? (optische Beeinflussung).

2. Mögliche Einflüsse von Nasslagern auf Fischbestände

2.1. Schadstoffe

Das Abwasser des Beregnungsplatzes wird mit holzbürtigen Stoffen belastet. In einer umfassenden, jüngst veröffentlichten Zusammenstellung einer Vielzahl von publizierten Fallstudien zu diesem Thema kommen Hedmark & Scholz (2008) zum Ergebnis, dass es dringenden Bedarf gibt, das Problem von Nasslagerungen und deren Umweltwirkungen anzusprechen, da hohe Konzentrationen von - z.T. toxischen - organischen Stoffen in die Gewässer gelangen. Auch Phosphor wird als Problem in einigen Studien genannt. Die Toxizität ist sehr unterschiedlich und hängt von den Baumarten, der Wassermenge und der Abwasserbehandlung ab. Neben chemischen Schadstoffen spielen auch die Trübe und die Konzentration an Schwebstoffen eine Rolle in der Umweltbelastung von Nasslagerplätzen. Letztlich ist jedoch das Verhältnis zwischen dem Abwasserabfluss, dessen Konzentration an

Schadstoffen und die Größe des Vorfluters ausschlaggebend für die negativen Effekte im Gewässer. Die Konzentration der Schadstoffe im Ablauf hängt natürlich von der Größe des Holzlagers ab (Orban et al. 2002). Auch die Dauer der Lagerung des Holzes vor der Nasslagerung kann infolge von Abbauprozessen die Qualität des Abwassers beeinflussen.

Weiters ist vor allem auf eine Zunahme des organischen Kohlenstoffgehalts (TOC) sowie der Nährstoffe Phosphat und Kalium zu achten. Die TOC-Zunahme korrespondiert mit einer Sauerstoffzehrung. Daneben können sich die Konzentrationen von Ammonium und organisch gebundenem Stickstoff sowie von Schwermetallen (z.B. Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink) im Vergleich zwischen Beregnungsabwasser und Oberflächenwasser deutlich erhöhen. Weiterhin können akzessorische Holzinhaltsstoffe, organische Verbindungen wie Harzsäuren (Diterpensäuren, z.B. Abietinsäure) und Gerbstoffe (Phenolcarbonsäuren, Flavonoide, Gallussäure, Catechin) mit dem Beregnungswasser aus dem Holz ausgeschwemmt werden. Die holzbürtigen Belastungen des versickernden Abwassers verursachen messbare stoffliche Veränderungen im Grundwasser. Allerdings werden diese Veränderungen durch die Elimination auf der weiteren Untergrundpassage und nach dem Austritt in die Vorflut durch eine weitere Verdünnung im Oberflächenwasser in starkem Maße gemindert. Sowohl anorganische als auch organische holzbürtige Stoffe können auf die aquatische Umwelt und ihre Lebensgemeinschaften einwirken. Beispielsweise wurden Diterpensäuren im Beregnungsabwasser in Konzentrationen beobachtet, die subletale Wirkungen auf Fische in der Vorflut haben (http://www.ifw-dortmund.de/7_ber07a.pdf).

Neben den o.g. Schadstoffen nennen Hedmark & Scholz (2008) noch Phenole, Tannin, Lignin, Fettsäuren, Phytosterol. Der pH scheint bei Nasslagern von Fichten sich kaum zu verändern.

Auch hängt die Abgabe von Schadstoffen von der Wasserqualität des Beregnungswassers ab, was auf das Wachstum der Bakterienbiomasse im Holzlager in Verbindung gebracht wird. Hohes Bakterienwachstum, verursacht durch hohe Nährstoffkonzentrationen und –frachten verringerte die anfänglich hohen Schadstofffrachten signifikant.

Grundsätzlich kann sowohl der Vorfluter als auch das Grundwasser mit holzbürtigen Stoffen belastet werden. Sorge et al (1994) fanden hohe Ammonium Konzentrationen im Grundwasser von Nasslagern, die über den Trinkwassergrenzwerten lagen.

Laut Peek (1989) übertraf bei Untersuchungen in Deutschland bei Nasslagerungsplätzen mit Wiedereinleitung in den Vorfluter („offenes Beregnungssystem“) die Konzentration des

chemischen und biologischen Sauerstoffbedarfs (CSB, BSB5) sowie der Ammonium-Gehalt (NH_4) des Ablaufwassers zu keiner Zeit die für kommunale Abwässer nach biologischer Klärung zulässigen Werte.

Literaturzusammenstellung von Hemark und Scholz (2008)

Table 1
Typical runoff characteristics

BOD (mg/l)	COD (mg/l)	TOC (mg/l)	Organic substances (mg/l)	TN (mg/l)	TP (mg/l)	SS (mg/l)	Turbidity (NTU)	pH	Conductivity (µS)	Acute toxicity EC ₅₀ (%)	Dominant species (if applicable)	Site	Reference	
0-48	280-620		Phenols (0.43-1.7)					7.8-8.5	1320-1747			Pulp and paper mill	Abira et al. (2003)	
	0-14,724					7-20,078		6.7-8.1				Log yard	DeHoop et al. (1998)	
	346-3690											Log sort yard	Doig et al. (2006)	
		126.8	Distillable phenols (0.1)	1.2	1.2			6.9				Log yard	Hedmark and Jonsson (in press)	
		191	Phenols (0.13)	2.65	3.85			6.76	148			Log yard	Jonsson et al. (2004)	
		112	Phenols (0.11)	1.31	1.43			6.7	330			Log yard	Jonsson et al. (2006)	
								3.91	582			Wood waste	Masbough et al. (2005)	
	2475-6563		VFA (109-1616); tannin and lignin (489-2511)	0.07-1.19	0.23-3.15				4.0-4.6				Wood waste	Tao and Hall (2004)
	12,559-14,254		Tannin and lignin (3066-5150); VFA (1564-2132)	1.4-3.2	3.3-4.3				3.4-3.7				Wood waste	Tao et al. (2005)
	500-5000		VFA (<48) Phenolic compounds (2-27)						5.0-6.5	200-500	Usually >10		Wood waste	Tao et al. (2006)
>550	1780-5170	710-2480	Phenols (1.0-29.9); fatty acids (90.1-2.2); organic carbon (710-2480)	10.3-13.3				4.0-7.5	1130-1170	1-2 (<i>Oncorhynchus mykiss</i> (rainbow trout); <i>Daphnia</i> sp.); 12-16 (algae)	<i>Populus tremuloides</i> (trembling aspen) <i>P. tremuloides</i>	Wood chips in water	Taylor and Carmichael (2003)	
													Taylor et al. (1996)	
25.5	1633		Phenol (3.19); lignin (5.49)					8.0				Log handling	Tian et al. (1994)	
0-170	31-435	5-126	Phenol (0-13); resin acids (0-512); phytosterols (0-424)	5.6-9.0			0-123	5.14-7.20	391-974			Paper mill	Uğurlu et al. (2006)	

(continued on next page)

Table 1 (continued)

BOD (mg/l)	COD (mg/l)	TOC (mg/l)	Organic substances (mg/l)	TN (mg/l)	TP (mg/l)	SS (mg/l)	Turbidity (NTU)	pH	Conductivity (µS)	Acute toxicity EC ₅₀ (%)	Dominant species (if applicable)	Site	Reference
25-745	125-4610		Tannins and lignins (10-1505)			65-2205				<100		Sawmill	Woodhouse and Duff (2004)
335	1400							7.0		11-15		Sawmill	Woodhouse and Duff (2004)
190-1900	2400-8700		Tannins and lignins (930); dehydroabietic acid (2.60)					5.0-6.5		2-27		Sawmill	Zenaitis and Duff (2002)
										1.83		Log yard	Zenaitis et al. (2002)

BOD, biochemical oxygen demand; COD, chemical oxygen demand; TOC, total organic carbon; TN, total nitrogen; TP, total phosphorus; SS, suspended solids; VFA, volatile fatty acids.

Table 1 (continued)

BOD (mg/l)	COD (mg/l)	TOC (mg/l)	Organic substances (mg/l)	TN (mg/l)	TP (mg/l)	SS (mg/l)	Turbidity (NTU)	pH	Conductivity (µS)	Acute toxicity EC ₅₀ (%)	Dominant species (if applicable)	Site	Reference
25-745	125-4610		Tannins and lignins (10-1505)			65-2205				<100	<i>Tsuga heterophylla</i> (hemlock) and <i>Pseudotsuga</i> sp. (Douglas Fir)	Sawmill	Woodhouse and Duff (2004)
335	1400		Tannins and lignins (930); dehydroabietic acid (2.60)					7.0		11-15	<i>T. heterophylla</i>	Sawmill	Woodhouse and Duff (2004)
190-1900	2400-8700							5.0-6.5		2-27	<i>Abies balsamea</i> (L.) P. Mill. (balsam fir); <i>T. heterophylla</i> ; <i>P. sitchensis</i> ; (Sitka spruce) <i>T. plicata</i> ; <i>Pseudotsuga</i> sp.	Sawmill	Zenatis and Duff (2002)
										1.83		Log yard	Zenatis et al. (2002)

BOD, biochemical oxygen demand; COD, chemical oxygen demand; TOC, total organic carbon; TN, total nitrogen; TP, total phosphorus; SS, suspended solids; VFA, volatile fatty acids.

Im Auftrag der Forstdirektion Freiburg und des Regierungspräsidiums Freiburg (Fischereibehörde) wurde eine Literaturstudie zu den "Auswirkungen von Nassholzlagerplätzen zur Konservierung von Fichte-/Tanne-Sturmholz auf die Lebensgemeinschaft der Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Effekte auf Fische in freien Gewässern und Teichanlagen" erstellt (FD Freiburg, 2001, unveröffentlicht). Die Studie kommt zu dem Schluss, dass bei Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben (Verwaltungsvorschrift Nasslagerung) "nachhaltige negative Auswirkungen der Nasskonservierung im Beregnungsverfahren auf die Lebensgemeinschaft der Fließgewässer als gering zu bewerten" sind. Bei der Abwägung sei diese Lagerungsform durch den Verzicht auf Pestizide als umweltschonendes Verfahren anzusehen. Allerdings bedeute das konzentrierte Einbringen von Auswaschungen aus Holzmengen über 2.000 fm eine stoffliche Belastung, die negative Auswirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften haben könnte. Eine wichtige neutralisierende Rolle kommt hier dem Vorflutgewässer zu. Deshalb sollte in den Entnahme- und Einleitungsgewässern immer eine ausreichende Mindestwassermenge zur Verfügung stehen.

Das Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (Ittel-Reinlassöder, 1991) gab Empfehlungen zur Nasskonservierung aufgrund gemessener Werte an verschiedenen Nasslagerplätzen heraus. Die Ergebnisse von Toxizitätstests und biologischen Untersuchungen gaben keinerlei Hinweise auf negative Auswirkungen, die auf den Betrieb der Holzlagerplätze zurückzuführen wären (http://www.waldwissen.net/themen/holz_markt/holzlagerung_holzkonservierung).

Eine umfangreiche Studie der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt (Brechtel & Grabowski, ohne Jahreszahlangabe) zeigt folgendes Bild: Es wurden 22 Anlagen mit offenem und 9 mit geschlossenem System sowie 10 in Seen und Teichen untersucht. Der pH-Wert zeigte keine wesentlichen Veränderungen. Die Nasslagerung des Stammholzes führte zu einer deutlichen Erhöhung der bereits im unbeeinflussten Wasser bedenklichen Ammonium-Werte. Der CSB-Mittelwert bei geschlossenen Systemen lag bei 140 mg/l im Ablaufwasser, bei offenen Systemen bei 96 mg/l und bei 22 mg/l im Vorfluter, die Maximalwerte lagen weit darüber. Der BSB₅ erhöhte sich in offenen Systemen von 2,12 mg/l vor der Entnahme im Vorfluter auf 13,86 mg/l im Ablauf, um nach der Wiedereinleitung auf 4,01 wieder

abzunehmen. Bei geschlossenen Systemen erhöhte sich der Wert auf durchschnittlich 17,64 mg/l. Auch bei BSB₅ lagen die Maximalwerte um ein Vielfaches über den Mittelwerten.

Messungen der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt (Brechtl & Grabowski, ohne Jahresangabe)

Tab. 3: Untersuchungsergebnisse über den Einfluß der Holznaßlagerung auf die chemische Beschaffenheit des Abflusses, getrennt nach Naßlagerungsart und Entnahmeort der Wasserprobe (Min.-Max.)
(Mittel)

System der Naßlagerung	Wasserprobe	pH-Wert	NH ₄	CSB	BSB ₅	
			mg/l	mg/l	mg/l	
Offenes Beregnungssystem mit direkter Entnahme des Beregnungswassers aus dem Fließgewässer und nachfolgende Wiedereinleitung. Anzahl der Probeorte: 22	0	5,35-9,74	0,01-19,35	1-251	0,02-12,00	
		7,12	0,79	14	2,21	
	1	5,95-8,73	0,09-11,22	5-512	0,35-200,0	
		7,01	1,30	96	13,86	
	2	5,36-9,7	0,03-18,90	2-271	0,00-73,80	
		7,09	0,81	22	4,01	
Geschlossenes Beregnungssystem d.h. Kreislaufbetrieb, wobei das Beregnungswasser aus einem Sammelteich entnommen und in das vom Platz ablaufende Wasser zurückgeleitet wird. Anzahl der Probeorte: 9	0	5,76-8,62	0,01-9,68	1-99	0,03-10,00	
		6,82	0,78	14	2,05	
	1	6,85-8,48	0,22-6,81	5-325	1,60-65,00	
		7,34	1,74	140	17,64	
	See-/Teichlagerung	0	6,66-8,97	0,01-1,96	2-65	0,01-12,90
			7,59	0,19	15	1,98
Anzahl der Probeorte: 10	1	6,05-9,14	0,01-12,90	1-303	0,02-179,0	
		7,27	0,80	39	13,18	

Wasserprobeentnahmestellen:

a.) bei offenen und geschlossenen Beregnungssystemen

- Wasserprobe 0: Fließgewässer vor dem Beregnungsplatz
 1: Abfluß vom Lagerplatz vor der Einleitung in das Fließgewässer
 2: Fließgewässer nach der Einleitung

b.) bei See- bzw. Teichlagerung

- Wasserprobe 0: Vor der Holzeinlagerung
 1: Im unmittelbaren Holzeinlagerungsbereich

Eine Studie über den Abwasserablauf eines Holzlagerplatzes von Fichten und Föhren fand destillierbare Phenole und Diterpene Harzsäuren (Borga et al 1996), während Arvidsson bei den selben Arten in einer Schwedischen Studie keine negativen Effekte unverdünnten Ablaufwassers eines beregneten Nasslagers auf die Reproduktion von Daphnien (Wasserflöhe) nachweisen konnte.

Tabelle: Ergebnisse chemischer Untersuchungen des Abflusses von Nasslagern in Norwegen (Jonsson 2004)

Table 3. Mean contents (mg/l) of TOC, phenols, phosphorus, and nitrogen of different log yard run-offs discussed in Papers I-IV

	TOC	Phenols	P	N
High sprinkling, fresh water (Paper II) ^a	864	0.32	2.6	4.3
Low sprinkling, fresh water (Paper II) ^a	682	0.25	1.8	3.2
High sprinkling, recycled water (Paper II) ^a	739	0.32	2.6	4.0
Recycled run-off water (Paper II) ^b	180	0.11	1.1	2.2
Recycled run-off water (Paper III) ^{b,c}	191	0.13	3.9	2.7
Run-off from an open system (Paper IV) ^{c,d}	56	0.18	0.8	1.0
Run-off from an open system (Paper IV) ^d	112	0.12	1.4	1.3
Recycled water, 0% salinity (Paper I) ^e	427	0.01	1.0	6.9
Recycled water, 1% salinity (Paper I) ^e	264	0.06	1.2	4.5
Recycled water, 3% salinity (Paper I) ^e	375	0.06	5.2	3.9

^aRun-off collected directly beneath the piles

^bFrom Kvarnsveden log yard with closed sprinkling system

^cSampling after transport to lysimeter station

^dFrom Heby log yard with open sprinkling system

^eAfter nine weeks of extreme indoor sprinkling

Weniger die Beregnungsintensität sondern die Holzart hat wesentlichen Einfluss auf die Abflussqualität, wobei Fichten stärkere Belastungen erzeugen als Kiefern. In den ersten Wochen der Beregnung treten höhere Konzentrationen auf als danach, was auf mikrobielle Aktivitäten zurückgeführt wird. Weniger Stickstoff sondern Phosphor und organisches Material zählen zu den Problemen mit Nährstoffanreicherungen (Jonsson 2004).

Laut Peek (1989) nahmen die Schadstoffkonzentrationen im Abwasserabfluss etwa 3 Monate nach Beregnungsbeginn stark ab und näherten sich der Konzentration des zugeleiteten Wassers. Bei einigen Kenndaten, wie z.B. Nitrat, wurden in der Regel Konzentrationsverringerungen im abfließenden Wasser und somit positive Nebenwirkungen festgestellt.

Es gibt kaum Untersuchungen, wo direkt die biotische Wirkung von holzbelastetem Ablaufwasser untersucht wurde. Bailey et al. (1999) testete die akute Toxizität von Regenwasserabläufen von Sägewerken mit juvenilen Regenbogenforellen über 24 Monate. 42 von 58 Proben zeigten toxische Wirkungen, vornämlich durch Zink. Die geringe Härte des

Wassers von 5 bedingte einen LD50 Konzentration von lediglich 14 µg/l. Weitere toxische Komponenten waren Tannine und Lignine.

Bailey et al. (1999) fanden eine starke Korrelation zwischen der Konzentration von Tanninen und Ligninen und den Überlebensraten von Regenbogenforellen (LD50), wobei der pH Werte eine große Rolle spielt. Konzentrationen von > 10 mg/l Tanninen und Ligninen waren immer mit Toxizität verbunden. Bei Konzentrationen > 50 mg/l hat der pH-Wert keinen Einfluss mehr auf die Toxizität.

McDougall (2002) untersuchte 97 Proben von Abwässern von Holzlagern und fand, dass durchschnittlich eine 70 %ige Lösung des Abwassers zum Fischtod führte.

Kennwerte von Abwässern aus Holzlagern sowie Toxizitätstests (McDougall, 2002)

Table 13 Summary of Control Site and Test Site Runoff Quality

Parameter	Location	Minimum	Maximum	Average	Median	Number of Samples
pH	Control	6.8	8.4		7.6	12
	Test	6.31	7.7		7.1	11
BOD	Control	0.9	7.6	2.4	2	9
	Test	77	983	348	205	7
COD	Control	<5	71	39	45	12
	Test	340	2860	1153	920	11
Phenol	Control	<0.001	0.023	0.006	0.002	12
	Test	<0.001	6.22	1.7	0.03	11
TSS	Control	<0.4	19	6	3	12
	Test	0.4	1420	400	211	11
Tannin & Lignin	Control	0.7	3.1	1.7	1.5	10
	Test	11.4	165	54	40	8

Table 7 Summary of Bioassay Results for Log Yard Runoff and Control Site Samples

Bioassay Testing	No. of Samples		Median Log Yard	Minimum – Maximum	
	Log Yard	Control		Log Yard Runoff	Control
Rainbow Trout LC50 @ 96hrs	17	2	70%	7.1% – >100%	100%
Daphnia Magna LC50 @ 48 hrs	15	3	> 100%	8.8% – > 100%	100%
Daphnia Magna EC50 @ 48 hrs	14	3	> 100%	8.8% – >100%	100%
Microbiological Analysis Report Toxicity Testing	59	6	46%	1.5% - > 100%	>90% - >100%

In der Literaturzusammenstellung von Hemark und Scholz (2008) werden in den Abwässern von Holzlagern z.T. sehr hohe Konzentrationen von Schwebstoffen angegeben. Schwebstoffe können unmittelbar Schädigungen des Fischbestandes infolge der Trübe sowie langfristige Schädigungen infolge von Ablagerungen von Trübstoffen bedingen.

Die Auswirkungen von Schwebstoffen auf Fische hängen sowohl von der Konzentration der Schwebstoffe als auch der Dauer der Exposition ab. Das heißt, kurzzeitig hohe

Konzentrationen haben ähnliche Effekte wie lang andauernde geringe Konzentrationen. Die Wirkungsmechanismen sind, in abnehmender Reihenfolge ihrer Bedeutung, wie folgt (Newcombe und Jensen 1996): (1) Letale Auswirkungen: Folgen in Form hoher bis geringer Mortalität, starke bis mäßige Lebensraumverschlechterung. (2) Letale und paraletale Auswirkungen: erhöhter Räuberdruck, verzögertes Schlüpfen der Brütlinge. (3) subletale Auswirkungen: verringertes Wachstum, schlechte Kondition, verringerte Nahrungsaufnahme, gestörtes Homing, physiologischer Stress, erhöhte Atemfrequenz, erhöhte Hustenrate. (4) Auswirkungen auf das Verhalten: Meidung belasteter Bereiche (Abwanderung), Verlassen von Einstandsplätzen, Alarmreaktionen.

Grundsätzlich zeigt sich, dass erwartungsgemäß Salmoniden wesentlich empfindlicher reagieren als andere Fischarten, letztere jedoch sehr wohl auch bei höheren Belastungen betroffen sind. Zudem sind Ei- und Larvalstadien wesentlich sensibler als Adultfische. Besonders stark betroffen sind kieslaichende Arten, in Salmonidengewässern insbesondere die Bachforelle, deren Eier über viele Monate im Winter im Interstitial (Kieslückenraum der Gewässersohle) liegen. Bereits geringste Schwebstoffkonzentrationen reichen aus, um in den Laichplätzen eine Verstopfung des Interstitials (Kieslückenraum) zu verursachen, die zu einem Absterben der Eier führt. Weitere von diesem Phänomen betroffene heimische Arten sind die Äsche, der Huchen und in geringerem Maße rheophile Potamalfischarten. Infolge Sedimentation von Schwebstoffen gehen Larven- und Jungfischhabitate verloren. Erhöhte Trübe beeinträchtigt die Nahrungsaufnahme optisch orientierter Fische, was zu einem erhöhtem Such- und folglich Energieaufwand führt und in reduziertem Wachstum resultiert. Verhaltensänderungen und Stressreaktionen treten schon bei vergleichsweise geringen Konzentrationen auf. Über den Einfluss der Herkunft der Schwebstoffe (Art des Sediments, Partikelform) liegen vergleichsweise wenige Untersuchungen vor (Schmutz 2003).

Laut Newcombe und Jensen (1996) sind ab einer Konzentration von 150-1000 mg/l toxische Folgen für Fischeier und -larven bei einer Exposition über mehrere Tage zu erwarten. Bei Adultfischen liegt der Schwellenwert bei einer Exposition von 1000 mg/l über mehrere Wochen.

Nicht nur die Fische sondern auch die Fischnährtiere sind durch Schwebstoffbelastungen betroffen. Da diese meist benthische Lebensweisen besitzen, führen bereits geringfügige Ablagerungen von Feinsedimenten an der Gewässersohle zu Ausfällen. Fehlende

Fischnährtiere wirken sich letztendlich wiederum auf die Fische in Form reduzierter Fischbestände oder verringerter Kondition der Fische aus.

In der Literaturzusammenstellung von Hemark und Scholz (2008) werden zwar Werte für Schwebstoffe angegeben (SS: suspended solids), die weit über den o.g. Schwellenwerten liegen, es sind jedoch keine Untersuchungen bekannt, wo im Vorfluter nach Verdünnung der Abwässer die Schwebstoffe für Fische zum limitierenden Faktor wurden.

3. Verordnungen und Richtlinien hinsichtlich Wasserqualität

Derzeit gibt es in Österreich keine Abwasserverordnung, die speziell die Einleitung von Abwasser von Nasslagern regelt. Relevante Verordnungen sind die *Allgemeine Emissionsverordnung* sowie neuere Verordnungen, wie die *Qualitätszielverordnung Chemie* sowie *QZV Ökologie* (siehe Anhang).

Im Entwurf der Qualitätszielverordnung Ökologie gilt für die Region KH Kalkhochalpen ein Grenzwert von 1 mg/l BSB₅ für den sehr guten Zustand und 2 mg/l BSB₅ für den guten Zustand. Ebenso liegen die Grenzwerte für gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) bei 1 mg/l (sehr guter Zustand) bzw. 2 mg/l (guter Zustand). Die Grenzwerte für Orthophosphat liegen bei 0,007 mg/l (sehr guter Zustand) und 0,015 mg/l (guter Zustand). Nitrat bewegt sich zwischen 1,0 mg/l (sehr guter Zustand) und 3 mg/l (guter Zustand) (siehe Anhang). Diese Werte sind für den Vorfluter (Immissionsansatz) relevant.

In Fischgewässern ist auch die EU-Fischgewässerrichtlinie relevant. Laut Fischgewässerrichtlinie soll der Schwebstoffanteil in Fischgewässern nicht mehr als 25 mg/l betragen (siehe Anhang).

Laut „*Vorschriften für das Erstellen und Betreiben von Nasslagerplätzen für Sturmholz*“ des Amtes für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft, Kanton Bern (http://www.bve.be.ch/site/bve_gsa_ges_riweme_ig014.pdf) ist die Beregnung so einzurichten, dass möglichst wenig Abwasser anfällt. Das Abwasser ist nach Möglichkeit zu sammeln und für denselben Zweck wieder zu verwenden. Abwässer von Nasslagerplätzen sind oberflächlich diffus (über biologisch aktiven Oberboden) versickern zu lassen und dürfen nicht in Gewässer abgeleitet werden. Allfällige Ausnahmen können ausschließlich für größere Gewässer gemacht werden,

dies sofern keine Restwasserstrecke betroffen und eine ständig ausreichende Wasserführung gewährleistet ist.

3.1. Restwasser

Wird die Entnahme des Beregnungswassers aus dem Vorfluter vorgenommen, so entsteht Restwasser im Vorfluter. Entnahmen aus dem Grundwasser können infolge verringerten Grundwasserzuströms zum Vorfluter ebenso zu einer Abflussabnahme im Vorfluter führen.

Ist die Wasserentnahme im Vergleich zur Vorflutergröße sehr hoch, d.h. wird ein Großteil des Wasserdargebotes entnommen, ist bei Rückleitung des belasteten Wassers der Verdünnungseffekt deutlich reduziert. Zudem sind die neuen Restwasservorgaben der Qualitätszielverordnung (Entwurf) zu berücksichtigen, falls mehr als nur ein geringfügiger Anteil des Wassers entnommen wird (siehe Anhang).

3.1.1. Wasserbedarf von Nasslagern

Laut „*Merkblatt zur Lagerung von Rundholz in Form der Anlage von Nasslager*“ der Kärntner Landesregierung bewegt sich die mindestens nötige Wassermenge bei ca. 1 l/s / 1.000 fm. Grundsätzlich muss der Wasserbedarf höher kalkuliert werden, um eine durchgehende ausreichende Befeuchtung des Holzes zu erreichen (http://www.verwaltung.ktn.gv.at/cgi-bin/evoweb.dll/cms/akl/34558_DE-B%FCrgerserviceNEWS-Merkblatt_Nasslager.pdf). Dies ergibt einen Mindestbedarf von 3,6 m³ Wasser /1.000 fm Rundholz /Stunde (bei 4 m Polterhöhe), besser: 4-5 m³/1.000 fm Rundholz /Stunde.

Im Winterbetrieb ist bei konstanter Schneelage und Dauerfrost eine Beregnung nicht mehr erforderlich.

Gemäß der VwV "Nasskonservierung von Rundholz" aus Baden-Württemberg liegt die Mindestwasserführung bei 60 l/sec beim mittleren niedrigsten Wasserstands- bzw. Durchflusswert (MNQ). Die Entnahmemenge darf ein Drittel der mittleren Niedrigwassermenge nicht überschreiten.

4. Fallstudie Salza

Die ÖBF AG betreibt auf der Kochalm (Nähe Bad Mitterndorf) ein Nasslager. Der Nasslagerplatz liegt flussauf des Gasthofs Kochalmbauer auf einer Seehöhe von etwas über 900 müA.



Im Jahr 2007 waren hier 23.732,57 fm vom 08.05.2007 bis 05.09.2007 (Beregnung 8. Juni – 22. Oktober), und im Jahr 2008 14.558,54 fm vom 23.05.2008 bis 17.09.2008 (Beregnung 4. Juni - 30. Oktober) aus Sturmschäden eingelagert worden (laut Angaben ÖBF AG, Hr. Zechner). Die Abwässer wurden über einen nur bei Regenereignissen wasserführenden Bach, der als Absetzbecken fungierte, in die Salza eingeleitet.

Seitens der ÖBF AG wurden beim Nasslager Kochalml, sowie am Höllbach, wo auch ein Nasslager vorliegt, diverse Messungen der chemisch/physikalischen Belastungen durchgeführt.

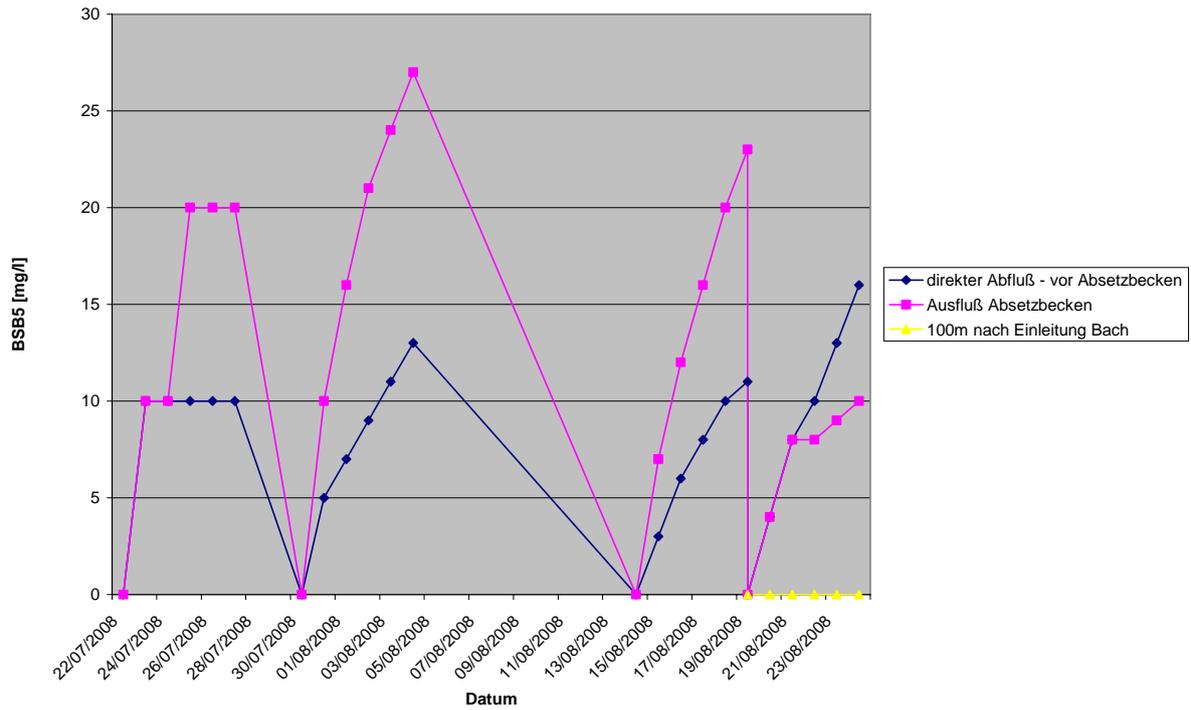
Aufgrund der vorliegenden Daten über die chemisch/physikalische Situation war es nahe liegend, an der Salza auch fischökologische Untersuchungen durchzuführen.

4.1. Chemische Messungen durch ÖBf AG

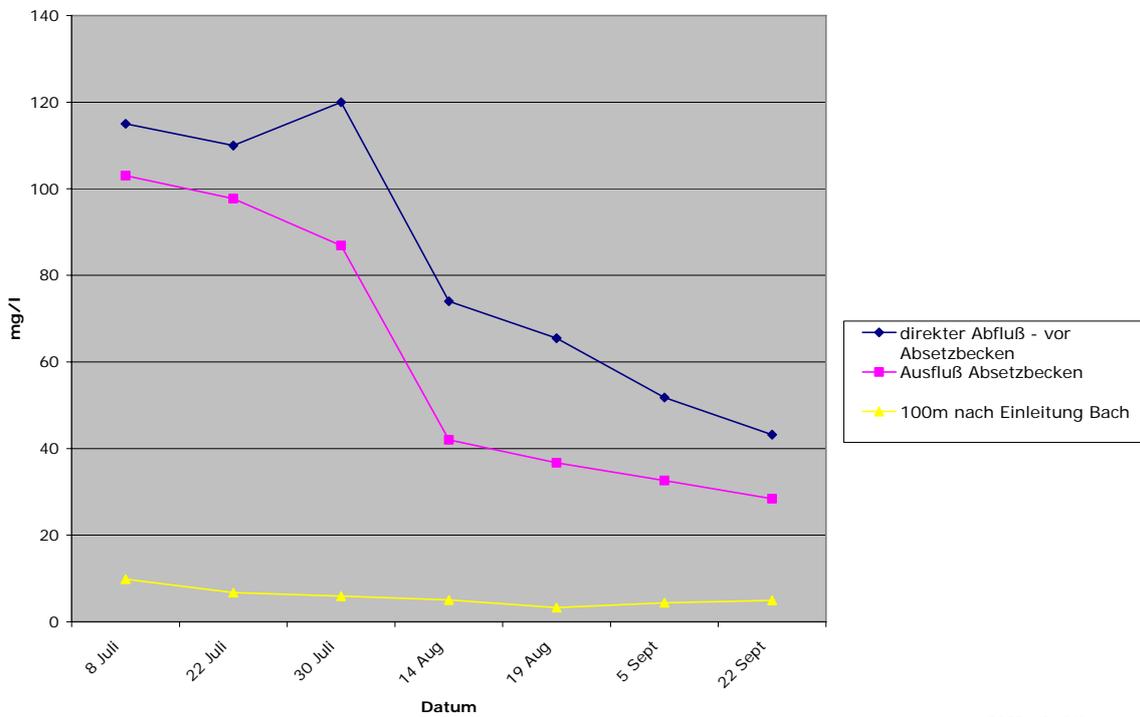
Die ÖBf AG führte im Jahr 2008 (Juli und August) Messungen ausgewählter chemischer Parameter (Chemischer Sauerstoffbedarf CSB, Biologischer Sauerstoffbedarf BSB5) durch.

Die Ergebnisse zeigten, dass der BSB5 des Ablaufwassers sowohl direkt vor dem Absetzbecken als auch danach starke Schwankungen aufwies. Der BSB5 war sogar nach dem Absetzbecken meist doppelt so hoch wie vor dem Absetzbecken. Das Absetzbecken weist somit hinsichtlich BSB5 keine Reinigungswirkung auf. Jedoch lagen die BSB5 Werte weitgehend unter dem Grenzwert von 20 mg/l laut Allg. Abwasseremmissionsverordnung (siehe Anhang). Im Vorfluter waren keine relevanten BSB5 Belastung mehr nachweisbar.

Der CSB zeigt ein völlig anderes Bild und zwar nimmt der CSB über den Untersuchungszeitraum deutlich von ca. 110 mg/l auf 40 mg/l ab. Die Wirkung des Absetzbeckens ist hier zumindest in der Reduktion des CSB um ca. 10-20 mg/l erkennbar. Zu Beginn der Untersuchungen liegt der CSB Wert etwas über dem Grenzwert der Abwasseremmissionsverordnung mit 75 mg/l (siehe Anhang). Im Vorfluter verbleibt ein geringer CSB Wert von ca. 5-10 mg/l, der weitgehend unabhängig vom CSB Wert des eingeleiteten Abwassers ist. Die Abnahme des CSB stimmt mit der Literatur überein, wo die höchsten Belastungswerte jeweils zu Beginn der Beregnung (ersten Wochen) angegeben werden und danach eine deutliche Abnahme erfolgt. Die Nasslager wurden im Mai erreicht. Es ist daher anzunehmen, dass die Werte zu Beginn der Beregnung deutlich höher waren.



BSB₅ Werte 2008 - ÖBF AG FB Inneres Salzkammergut Nasslager Kochalm



DI Martin Stürmer

CSB Werte 2008 - ÖBF AG FB Inneres Salzkammergut Nasslager Kochalm

4.2. Chemisch-physikalische Untersuchung zweier Nasslager der ÖBF AG durch die Hydrologische Untersuchungsstelle Salzburg

Die physikalisch-chemischen Analysen der Proben vom Abfluss der Nasslager (Prot.Nr. 4594-95107) zeigten wie erwartet erhöhte Konzentrationen in den organischen Parametern (Permanganat- Verbrauch, DOC und TOC). Der Phenol-Index war ebenfalls erhöht. Diese Ergebnisse sind durch die Bewässerung des Holzlagers und den damit verbundenen Ausschwemmungen zu erklären. Die erhöhte partikuläre Fracht zeigte sich auch in Form der Werte hinsichtlich der abfiltrierbaren Stoffe. Nach Angaben des Auftraggebers werden die Holzlager mit 30 l/s bewässert. Da in etwa 25 % verdunsten bzw. versickern, beträgt der Abfluss von den Nasslagern Ca. 20-23 l/s. Im jeweiligen Vorfluter (Salza 450 l/s, Höllbach 800-900 l/s) werden die Konzentrationen aus den Abflüssen der Holzlager dementsprechend mit dem Faktor 20 bzw. 40 verdünnt. Um zu überprüfen, ob die erwähnten erhöhten Konzentrationen einzelner Parameter nach vollständiger Durchmischung den Vorgaben der „Immissionsverordnung (AIF)“ entsprechen, wurde mit dem Auftraggeber eine neuerliche Probenahme in den Vorflutern unterhalb der Einleitungen aus den Nasslagern vereinbart. Aus den aktuellen Analyseergebnissen der physikalisch-chemischen Wasserqualität ist kein unmittelbares Gefährdungspotential für Fische ableitbar. Vorrangig zu beachten sind hier Ammoniak und Phenol als Fischgifte. Von den ermittelten Ammoniumkonzentrationen würden bei gemessenen pH-Werten von 7,6 etwa 2.2 % als Ammoniak vorliegen. In der entsprechenden Umrechnung ergibt dies für die Abflüsse Nasslager-Kochalm und Nasslager-Höllbach eine Konzentration von 0,0028 mg/l bzw. 0,0038 mg/l Ammoniak-Stickstoff. Als fischgiftig gelten Konzentrationen größer 0,02 mg/l. Hinsichtlich Phenol wird im Sicherheitsdatenblatt (Fa. Merck) für die Fischtoxizität eine LD₅₀-Konzentration für *Onchorhynchus mykiss* (Regenbogenforelle) von 5,0 mg/l/96h angegeben. Bei der Beurteilung ist zu beachten, dass physikalisch-chemische Analyseergebnisse eine Momentaufnahme zum Zeitpunkt der Probenahme darstellen.

*Ergebnisse der chemisch-physikalischen Untersuchungen an 2 Nasslagerstandorten der ÖBF AG
(Hydrologische Untersuchungsstelle Salzburg)*

B E F U N D

Bezeichnung	Höllbach		Kochalm	
	Höllbach	Nasslager-Höllbach	Salza-Kochalm	Nasslager-Kochalm
Wasserspende	Höllbach Referenz	Höllbach Abfluss	Salza Referenz	Kochalm Abfluss
Probenahmestelle	16.07.2007	16.07.2007	16.07.2007	16.07.2007
Probenahmedatum	16.07.2007	16.07.2007	16.07.2007	16.07.2007
Eingangsdatum	17.07.2007	17.07.2007	17.07.2007	17.07.2007
Prot.Nr.	4592/07	4595/07	4593/07	4594/07
Aussehen (Farbe, Trübung)	-	klar, farblos	s.s.ger.gelblich	braun, trüb
Bodensatz	-	s.ger.versch.Part.	ger.versch.Part.	versch.Partikel
Geruch/Geschmack	-	ohne	ohne	nach Holz
pH-Wert	-	8,22	8,26	7,64
el. Leitfähigkeit (bei 25°C)	µS/cm	218	216	279
Säurekapazität (bis pH 4,3)	mmol	2,20	2,66	2,78
Gesamt-Härte	°dH	6,37	8,02	7,29
Carbonat-Härte	°dH	6,16	7,45	7,29
Hydrogencarbonat	mg/l	134	162	170
UV-Durchlässigkeit (254 nm) 10cm unfilt.	%	18,7	42,7	< 1,0
UV-Durchlässigkeit (254 nm) 10cm filt.	%	19,7	50,1	< 1,0
Spektraler Absorptionsk. (bei 254 nm)	m ⁻¹	7,1	3,0	82
Spektraler Absorptionsk. (bei 436 nm)	m ⁻¹	0,42	0,16	8,5
Calcium	mg/l (Ca ²⁺)	36	41	37
Magnesium	mg/l (Mg ²⁺)	5,6	9,7	9,4
Natrium	mg/l (Na ⁺)	< 0,5	< 0,5	0,69
Kalium	mg/l (K ⁺)	< 0,5	< 0,5	13,2
Chlorid	mg/l (Cl ⁻)	< 0,5	< 0,5	1,35
Sulfat	mg/l (SO ₄ ²⁻)	1,28	8,0	6,9
Eisen gesamt gelöst	mg/l Fe	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Mangan gesamt gelöst	mg/l Mn	< 0,05	0,150	0,190
Gesamt-Stickstoff	mg/l (N)	1,1	< 1	1,9
Ammonium-Stickstoff	mg/l (NH ₄ -N)	< 0,015	0,131	0,192
Nitrit-Stickstoff	mg/l (NO ₂ -N)	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Nitrat-Stickstoff	mg/l (NO ₃ -N)	0,82	0,48	< 0,1
KMnO ₄ -Verbrauch	mg/l O ₂	8,8	7,2	320
TÖC	mg/l C	2,24	1,31	42,5
DOC	mg/l C	2,31	1,52	43,0
BSB(5) Zehrungsmessung	mg/l O ₂	0,73	0,64	
BSB(5) mit Nitrifikationshemmung	mg/l O ₂		19	42
abfiltrierbare Stoffe (> 0,45 µm)	mg/l	< 2	3,0	69
Tannine	mg/l	6,44	4,97	4,77
Huminstoffe	mg/l	1,9	0,60	110
Phenol-Index	mg/l		0,080	0,58

Zum Vergleich sind in der nachstehenden Tabelle vorhandene Grenzwerte aus dem Entwurf zur "Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft betreffend die allgemeine Beschränkung von Immissionen in Fließgewässern (AIF)" für Berglandgewässer angeführt.

		Grenzwerte AIF
Mangan gesamt gelöst	mg/l Mn	0,1
Ammonium-Stickstoff	mg/l (NH ₄ -N)	0,3
Nitrit-Stickstoff	mg/l (NO ₂ -N)	0,03
Nitrat-Stickstoff	mg/l (NO ₃ -N)	5,5
DOC	mg/l C	3
BSB(5) Zehrungsmessung	mg/l O ₂	3,5
BSB(5) mit Nitrifikationshemmung	mg/l O ₂	2
Phenol-Index	mg/l	0,005

4.3. Befischung

Methodik

Die Erfassung des Fischbestandes der Salza erfolgte entsprechend dem Leitfaden „Fische“ des BMLFUW. Es wurde eine Strecke flussauf, sowie eine Strecke flussab der Einleitstelle quantitativ mittels Elektroaggregat von 3 Personen am 5.8.2009 befischt. Die Salza weist in diesem Abschnitt einen natürlichen Flussverlauf und naturnahe Strukturen auf. Die Teststrecken waren je 105 m lang und durchschnittlich 6 m breit. Jede Teststrecke wurde in 3 Teilstrecken unterteilt, um die räumliche Variabilität zu erfassen. Die erste Teilstrecke flussab der Einmündung des Abwassers bzw. des nur zeitweise wasserführenden Wildbaches war aufgrund des Geschiebeeintrages wesentlich flacher und breiter ausgeformt als die restlichen Teilstrecken. Daher wurden die Vergleiche jeweils mit und ohne dieser Teilstrecke durchgeführt, um den Einfluss der Morphologie separat zu erfassen. Aufgrund des guten Fangerfolges im ersten Durchgang wurden nur 2 Durchgänge gefischt. Alle gefangenen Fische wurden vermessen und wieder rückversetzt.

Für die Berechnung des fischökologischen Zustandes wurde die Standardmethode gemäß Wasserrahmenrichtlinie des BMLFUW (Leitfaden Fische) verwendet. Die Excel-Berechnungstabelle wurde mit folgenden Einstellungen verwendet: Fischregion: Epirhithral, Fischbioregion: Kalkhochalpen, kein historisch gesichertes Koppenvorkommen, starke natürliche Geschiebeführung.

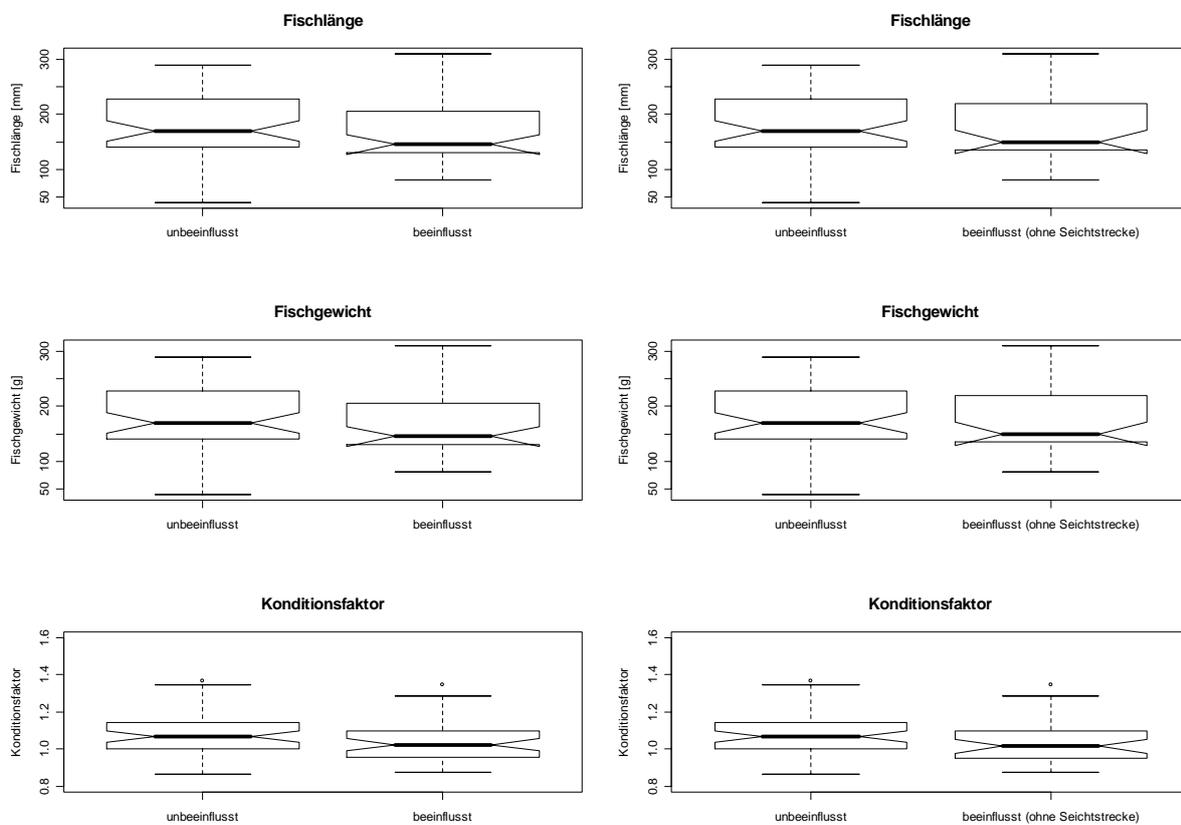
Ergebnisse

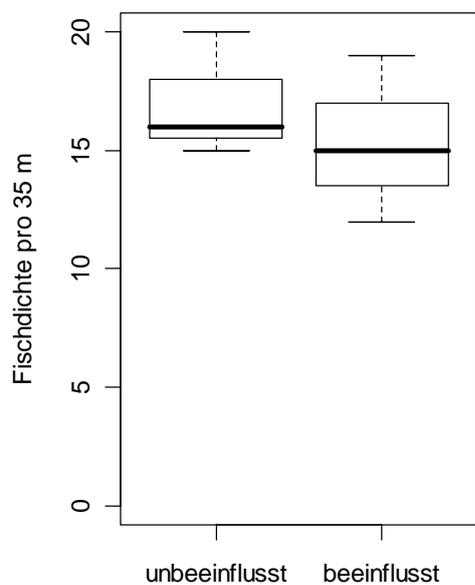
Es wurden bis auf eine Regenbogenforelle ausschließlich Bachforellen gefangen.

Die Fischlängen und -gewichte unterscheiden sich statistisch betrachtet nicht zwischen den beiden Teststrecken. Die etwas geringeren Werte in der beeinflussten Strecke sind auf den seichteren obersten Teilabschnitt zurückzuführen, wo verringertes Habitatangebot für größere Fische vorherrscht. Daher ergeben sich auch kaum Unterschiede im Konditionsfaktor (Fitness) der Fische. Auch die Fischdichte ist in den Teilstrecken flussauf (Median ca. 16 Ind./35 m) ähnlich hoch wie in den Teilstrecken flussab (Median ca. 15 Ind./35m). Es gibt somit keinen statistisch signifikanten Unterschied (t-Test, $p > 0,55$) zwischen unbeeinflusster und beeinflusster Teststrecke.

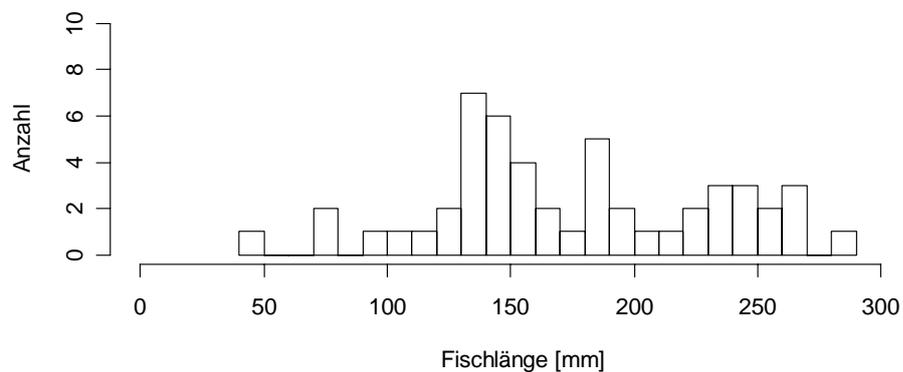
Die Fischdichte pro Hektar beträgt im unbeeinflussten Bereich 815 Ind./ha, im beeinflussten 755 Ind./ha, die Biomasse 63 kg/ha bzw. 46 kg/ha.

Auch die Längenhäufigkeitsverteilungen weisen auf keine Unterschiede zwischen den Teststrecken hin. Der Fisch Index Austria erreicht in beiden Strecken den bestmöglichen Wert von 1.

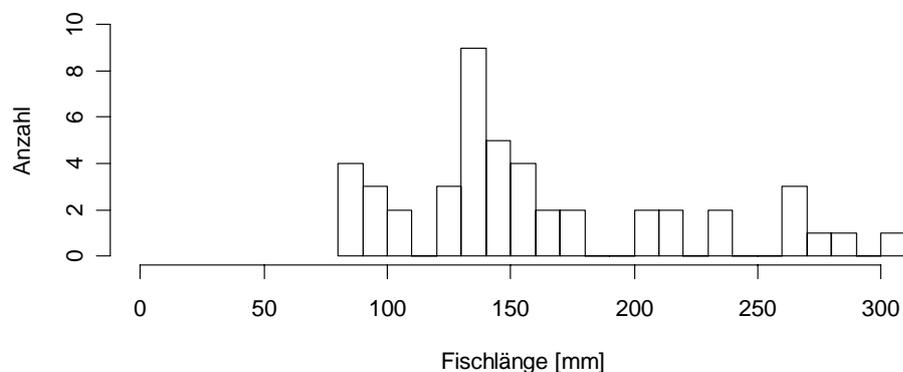




unbeeinflusst



beeinflusst



Fluss:	Salza	Datum:	5.8.09
Standort:	unbeeinflusst		
Bioregion:	7		
Biozönotische Region:	Epirithral		
Fischregionsindex:	3.8		

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			ko-Kriterium Biomasse
	815.0	63.0			inaktiv

1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					1.0
Leitarten	1	1	100	1	
Typische Begleitarten	0	0	0	0	
Seltene Begleitarten					
Ökologische Gilden					1.0
Strömung	1	1	0	1	
Reproduktion	1	1	0	1	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					1.0

2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	3.8	3.8	0.00	1	1.0

3. Populationsaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	1	1	100	1.0	
Typische Begleitarten	0	0	0		
Populationsaufbau					1.0

Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien				1.00
--	--	--	--	-------------

Fluss:	Salza		Datum:	5.8.09	
Standort:	beeinflusst				
Bioregion:	7				
Biozönotische Region:	Epirhithral				
Fischregionsindex:	3.8				
Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			ko-Kriterium Biomasse
	755.0	46.0			inaktiv
1. Artenzusammensetzung & Gilden					
	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					1.0
Leitarten	1	1	100	1	
Typische Begleitarten	0	0	0	0	
Seltene Begleitarten					
Ökologische Gilden					1.0
Strömung	1	1	0	1	
Reproduktion	1	1	0	1	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					1.0
2. Dominanz					
	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	3.8	3.8	0.00	1	1.0
3. Populationsaufbau					
	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	1	1	100	1.0	
Typische Begleitarten	0	0	0		
Populationsaufbau					1.0
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					1.00

5. Alternativen zu offenen Systemen (Direkteinleitungen)

Pflanzenkläranlagen haben sich als erfolgreich in der Eliminierung organischen Materials und begleitender Schadstoffe erwiesen. Die Beregnungsintensität beeinflusst maßgeblich die Reinigungsleistung unterschiedlicher Systeme. Je höher die Beregnungsintensität desto geringer ist die Retention der Schadstoffe (Jonsson 2004). Weidenanpflanzungen oder Wiesen mit Quecke (*Elymus repens*) wurden in Versuchen von Jonsson (2004) zur Reinigung des Ablaufwassers verwendet. Hedmark et al. (2009) fanden keine Unterschiede in der Reinigungsleistung zwischen unterschiedlichen Baum- und Grasartenmischungen. Die Pflanzenkläranlagen waren hinsichtlich der Reduktion von TOC and P_{Total} sogar erfolgreich, wenn die Frachten über die Zeit erhöht wurden. Jüngste Ergebnisse zeigen, dass durch bepflanzte Feuchtgebiete sogar bei einer Beregnungsintensität von 66 mm/d erfolgreich Schadstoffe eliminieren können (Hedmark & Jonsson, 2008).

Rückhalt von Stoffen aus Ablaufwasser in unterschiedlichen Reinigungssystemen (Jonsson, 2004)

Table 4. Relative retentions for soil-plant systems irrigated with log yard run-off described in Papers III and IV. The figures are based on the mean values (n=8 for the two treatments described in paper III, n=4 for lysimeters described in paper IV, and n=1 for the estimated field retention presented in paper IV) for the different treatments described in the papers

	Irrigation (mm/d)	TOC	Retention (%)		
			Phenols	P	N
Large lysimeters (Paper III)	10	84 – 93	31 – 76	59 – 98	-44 – 76
Large lysimeters (Paper III)	20	72 – 88	53 – 65	52 – 94	11 – 73
Small lysimeters (Paper IV)	49	35 – 46	68 – 80	73 – 76	-17 – -7
Couchgrass field (Paper IV)	66	63	82	96	0

5.1. Kreislaufbetrieb

Bei Kreislaufbetrieb wird das ablaufende Wasser aufgefangen und wieder zur Beregnung verwendet. Dadurch gelangen keine Schadstoffe ins Wasser bzw. in den Vorfluter. Das rezirkulierte Wasser kann sich jedoch sehr stark mit Schadstoffen anreichern. Bei Lagerungsplätzen mit Kreislaufbetrieb war der Abfluss auch im zweiten Versuchsjahr stark belastet (Peek, 1989).

5.2. Absetzbecken

Die Qualität des Ablaufwassers kann gesteigert werden, indem das abfließende Wasser vor Einleiten in den Vorfluter durch Absetzbecken geführt wird, um Rindenpartikel und Sand zurückzuhalten. Ferner stellen die Plätze mit zuvor aufgebraucher Kalkschotterung im Vergleich zu basischem Gestein im Sammel- oder Abflusssystem die günstigere Variante dar (Peek, 1989).

5.3. Bodeninfiltration

Die Reduktion der Schadstoffe hängt von den physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen im Boden/Pflanzen/Wasser-Ökosystem ab, zudem von der Infiltrationsgeschwindigkeit. Biologischer Abbau, Mineralisation und Adsorption sind die hauptsächlichlichen Prozesse, die zur Reduktion der Schadstoffe in der Bodenschicht beitragen. Peek and Liese (1974) zeigten, dass die Reinigungskapazität des Bodens in Bereichen bewässerter Holzlager ausreichend ist, um eine Verringerung der Wasserqualität im Grundwasser und Vorfluter zu verhindern. Nach langjährigem Betrieb kann jedoch die Schadstoffkonzentration im Grundwasser unter der bewässerten Fläche zunehmen, was auf Sättigungsprozesse zurückgeführt wird.

6. Zusammenfassung

Die im Rahmen vorliegenden Gutachtens durchgeführte Literaturstudie über die gewässerökologischen Auswirkungen von Nasslagern bzw. anderen Holzlagern zeigt, dass Abwässer aus Holzlagern eine Vielzahl toxischer bzw. gesundheitsgefährdender Stoffe enthalten kann. Die in der Literatur angegebenen Schadstoffkonzentrationen weisen jedoch extrem hohe Schwankungen auf. Dies ist v.a. darauf zurückzuführen, dass die Art der Schadstoffe und die Schadstoffkonzentrationen sehr stark von den standortspezifischen Rahmenbedingungen abhängen. Aus Österreich liegen kaum Untersuchungen zu dieser Thematik vor, sodass es derzeit äußerst schwierig ist, allgemeine Aussagen von den bisherigen Erfahrungen abzuleiten.

Entscheidender Faktor bei der Schädlichkeit der Einleitung von Abwasser aus Nasslagern ist das Verhältnis von Abwasserabfluss und -konzentration zur Größe des Vorfluters. Bei ausreichender Verdünnung ist in der Regel kein Schaden für die Gewässerbiozönose und die Fische zu erwarten.

Dies hat sich auch im Fallbeispiel an der Salza gezeigt, wo trotz geringfügiger Überschreitung von Emmissionsgrenzwerten kein Schaden an der Fischfauna festgestellt wurde.

Nasslager dienen der vorübergehenden Lagerung von Windwurfholz nach größeren Schadensereignissen. Sie stellen somit keine kontinuierliche Einrichtung dar, sondern werden je nach Bedarf, auf befristete Zeit und meist im Abstand von mehreren Jahren betrieben. Da somit keine kontinuierliche, über mehrere Jahre andauernde Belastung auftritt, sind auch langfristige bzw. kumulative Schadwirkungen für die Gewässerbiozönose weitgehend auszuschließen. Auch im Fallbeispiel Kochaml wurde nach zweijährigem Betrieb (mit Unterbrechung) kein Schaden an der Fischfauna festgestellt.

Im Detail lassen sich gestellte Fragen wie folgt beantworten:

1. Welche Schadstoffe kommen zusätzlich zu BSB und CSB vor und sind für die Fischereiwirtschaft relevant?

Sowohl anorganische als auch organische holzbürtige Stoffe können auf die aquatische Umwelt und ihre Lebensgemeinschaften einwirken. Wie die Literaturrecherche ergeben hat, kann durch Nasslagern neben dem BSB und CSB der TOC (Total organic carbon) Wert erhöht sein, was ebenso auf sauerstoffzehrende Prozesse deutet. Nährstoffe wie Phosphat, Stickstoff und Kalium sind weitere Belastungsfaktoren. Das Ablaufwasser kann mit

Schwermetallen (z.B. Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink) angereichert sein. Ammonium kann in Abhängigkeit des pH-Wertes in die toxische Form Ammoniak dissoziieren. Weitere toxische Stoffe sind Harzsäuren, Gerbstoffe (u.a. Phenolverbindungen), Tannin, Lignin, bestimmte Fettsäuren sowie Phytosterol.

Die Toxizität ist sehr unterschiedlich und hängt neben der Größe des Vorfluters (Verdünnungseffekt) von der Menge des gelagerten Holzes, der Baumart, der Beregnungsintensität (Wassermenge), dem Zeitpunkt der Beregnung und der Effizienz der Abwasserbehandlung ab. Neben chemischen Schadstoffen spielen auch die Trübe und die Konzentration an Schwebstoffen eine Rolle.

2. Sind relevante Auswirkungen auf adulte Fische, juvenile Stadien und Fischnährtiere zu erwarten und wenn ja welche?

Es liegen vergleichsweise wenige direkte Untersuchungen über die Auswirkungen von holzkontaminierten Abwässern auf Fische und andere aquatische Organismen vor. Die nachgewiesenen Schadstoffe und Konzentrationen im Abwasser lassen jedoch bei entsprechenden Rahmenbedingungen (siehe oben) eine hohe Toxizität der Abwässer erwarten. Bei entsprechender Verdünnung im Vorfluter besteht jedoch keine Gefährdung der Gewässerorganismen.

3. Gibt es einen relevanten Einfluss des Zeitpunktes des Lageraufbaus im jahreszeitlichen Ablauf hinsichtlich der Auswirkungen auf die Fischereiwirtschaft?

Eistadium und juvenile Fische zählen zu den sensibelsten Stadien bei Fischen. Daher weisen der Winter (Bachforelleneier) und das Frühjahr (Jungfische) erhöhtes Gefährdungspotential hinsichtlich Schadstoffbelastungen auf. Wesentlich entscheidender ist jedoch, inwieweit in Niederwasserphasen (Winter oder Sommer) eine ausreichende Vorflut (Verdünnung) gewährleistet ist.

Zu Beginn der Beregnung werden die höchsten Schadstoffkonzentrationen erreicht. Daher sollte bei ungünstigen Verhältnissen (großes Lager, kleiner Vorfluter) der Lageraufbau langsam erfolgen, sodass nur vergleichsweise geringe Mengen an frisch beregnetem Holz anfallen.

4. Gibt es Eintrübungen des Wassers in der Folge des Lageraufbaus und wie lange dauert diese an? (optische Beeinflussung).

Das Abwasser aus Nasslagern weist in der Regel über die gesamte Beregnungsdauer eine Trübung auf. Intensität der Trübung hängt jedoch von o.g. Standortfaktoren ab. Ursachen sind Huminsäuren sowie mittransportierte Schwebstoffe. Die Trübe kann das Verhalten von Fischen beeinflussen und bei hohen Schwebstoffkonzentrationen auch zum Tode führen. Eine schädigende Wirkung im Vorfluter tritt jedoch in der Regel aufgrund der Verdünnung nicht auf.

Abschließende Beurteilung

Die größte Sicherheit hinsichtlich des Schutzes des Gewässers wird durch geschlossene Systeme (Recyclingsysteme) erzielt, wo das Ablaufwasser wieder zur Beregnung verwendet wird (Vorgabe in der Schweiz). Dies hat auch den Vorteil des geringeren Wasserbedarfs, da nur das verdunstete Wasser zugeführt werden muss.

Die größte potentielle Gefahr für die Gewässerbiozöten geht von großen Nasslagern an verhältnismäßig kleinen Vorflutern aus. Unter einer bestimmten Größe von Vorflutern sollten keine Nasslager bewilligt werden. So geht man in Baden-Württemberg von einem Mindestabfluss von 60 l/s (MNQ) aus. In der Schweiz sind generell Wasserentnahmen aus Gewässern mit einem Niederwasserabfluss < 50 l/s untersagt (Restwasserregelung CH).

Falls bei kleinen Vorflutern nicht im Recyclingverfahren bewässert wird (was jedoch anzuraten ist), sollte das Abwasser durch geeignete Verfahren (Pflanzenkläranlagen) ausreichend gereinigt werden, was durch eine Vielzahl von Studien als machbar belegt wurde. Jedenfalls sollte bei kritischen Fällen in den ersten Wochen der Beregnung ein chemisch/physikalisches und biologisches Monitoring durchgeführt werden, um mögliche Schadwirkungen zu identifizieren und zu eliminieren.

Empfehlung

Eine genaue Beurteilung der Mindestgröße des Vorfluters in Abhängigkeit der Menge an gelagertem Nassholz ist aufgrund fehlender Unterlagen bzw. Fallstudien nur eingeschränkt möglich. Folgende grobe Abschätzung auf Basis der Ergebnisse der Fallstudie an der Salza sollte zumindest einen Anhaltspunkt dafür liefern:

Die Verhältnisse, wie sie im Jahr 2008 vorlagen, sind wie folgt zu skizzieren: Die Anlieferung des Holzes erfolgte im Zeitraum vom 23.05.2008 bis 17.09.2008. Die Beregnung begann am 4. Juni und endete am 30. Oktober. Da Holz kontinuierlich angeliefert wird, ist von keiner Stossbelastung zu Beginn der Beregnung zu rechnen, da zu Beginn ja nur ein Teil des

Lagerplatzes befüllt ist. Die in der Literatur beschriebenen hohen Anfangskonzentrationen bei Beginn der Beregnung sind somit beim Fallbeispiel Kochalm als geringer anzusetzen, da sie sich auf einen längeren Zeitraum verteilen, nämlich solange frisches Holz angeliefert wird. Daher ist eher von einer kontinuierlichen Belastung in der Füllphase des Lagerplatzes zu rechnen. Nach Einstellung bzw. deutlichem Rückgang der Zulieferung ist mit einer deutlichen Abnahme der Belastung, wie auch bei der Kochalm dokumentiert, auszugehen.

Maximal waren im Jahr 2008 ca. 15 000 fm gelagert, wofür ausgehend von einem Bedarf von 1 l/s pro 1 000 fm sich ca. 15 l/s an benötigtem Beregnungswasser ergeben. Bei einer angesetzten Verdunstung von 25 % ergibt dies einen Abwasserabfluss von ca. 11 l/s. Der BSB5-Gehalt des Abwassers lag maximal bei ca. 25 mg/l, was bei einem Abfluss des Vorfluters von 450 l/s (Salza) rechnerisch einen Wert von lediglich 0,6 mg/l BSB5 ergibt (tatsächlich war der BSB5 Wert gleich null, aufgrund offensichtlich raschen biologischen Abbaus des organischen Materials). Legt man das Ergebnis auf die Verhältnisse im Jahr 2007 mit ca. 30 000 fm um, so ergibt dies einen rechnerischen Wert von 1,25 mg/l BSB5, der noch immer nur eine geringfügige Überschreitung darstellt. Dies bedeutet, dass unter den gegebenen Rahmenbedingungen bei einem Verdünnungsverhältnis von ca. 1:20 (ca. 5 % Abwasser) kein Schaden für die Gewässerbiozönose zu erwarten ist, auch wenn Emissionsgrenzwerte teilweise überschritten werden.

Holz fm	Beregnung l/s	Abwasserabfluss l/s	Abwasser BSB5 mg/l	Vorfluter l/s	Vorfluter BSB5 mg/l rechnerisch	Verhältnis Q-Abwasser / Q-Vorfluter	Anteil (%) Q-Abwasser an Q-Vorfluter
15000	15	11.25	25	450	0.625	1:40	2.5
30000	30	22.5	25	450	1.25	1:20	5

Wie die Literaturergebnisse zeigten, gibt es eine starke Korrelation unter den Schadstoffen. D.h. mit zunehmendem BSB5 steigen auch die Konzentrationen der anderen Schadstoffe. Daher kann der BSB5 als grober Richtwert stellvertretend für andere mögliche Schadstoffe herangezogen werden.

Der Richtwert von 1:20 kann somit für andere Standorte und Rahmenbedingungen verwendet werden, solange diese vergleichbar sind. Falls die Rahmenbedingungen davon abweichen (z.B. vorbelasteter Vorfluter, höhere Konzentrationen im Abwasser, stoßweise Belieferung des Lagerplatzes, etc.) können deutlich höhere Abflüsse im Vorfluter notwendig sein.

7. Literatur

Howard C. Bailey¹, James R. Elphick¹, Alan Potter², Eric Chao², Dennis Konasewich³, and J. Brian Zak⁴ 1999

Environmental Toxicology and Chemistry: 1485–1491

CAUSES OF TOXICITY IN STORMWATER RUNOFF FROM SAWMILLS

1. EVS Environment Consultants Ltd., 195 Pemberton Avenue, North Vancouver, British Columbia V7P 2R4, Canada, 2. MacMillan Bloedel, 4225 Kincaid Street, Burnaby, British Columbia V5G 4P5, Canada, 3. Envirochem Consultants Ltd., 310 East Esplanade, North Vancouver, British Columbia V7L 1A4, Canada, 4. Coast Forest and Lumber Association, 1100-555 Burrard Street, Vancouver, British Columbia V7X 1S7, Canada

Abstract

Samples of stormwater runoff from nine sawmills in British Columbia, Canada, were tested for acute toxicity with juvenile rainbow trout over a 23-month period. Forty-two of the 58 samples tested exhibited toxicity. Causes of toxicity were investigated using toxicity identification evaluation techniques. Toxicity was attributed to divalent cations, particularly zinc, in 32 of the samples. The low hardness associated with most of the samples increased the potential for metal toxicity. For example, the LC50 of zinc was 14 µg/L at a hardness of 5 mg/L. Toxicity in the remaining samples was largely attributed to tannins and lignins and was associated with areas of bulk log handling. No evidence was found to indicate that antisapstain chemicals applied to freshly cut wood contributed to toxicity.

Peter Borga¹, Torbjörn Elowson², and Kari Liukko²

ENVIRONMENTAL LOADS FROM WATER-SPRINKLED SOFTWOOD TIMBER. 1.
CHARACTERISTICS OF AN OPEN AND A RECYCLING WATERING SYSTEM

Environmental Toxicology and Chemistry: 856–867

1. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Chemistry, P.O. Box 7015, S-750 07 Uppsala, Sweden , 2. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Products, P.O. Box 7008, S-750 07 Uppsala, Sweden

The concentrations of a number of organic and inorganic compounds in the wastewater from sprinkling of landstored softwood timber was monitored during a period of up to 18 weeks. A recycling system using a watering intensity of 160 mm/24 h, and an open system with intensities between 55 to 12 mm/24 h were studied. The compound classes investigated included dissolved organic carbon; distillable phenols; resin acids; bacterial phospholipid fatty acids (PLFA); organic and inorganic phosphorus, sulfur, and nitrogen; and a number of metal ions. In the recycling system, the peak concentrations occurred after 4 to 6 weeks, and the amounts accumulated through refilling of water largely exceeded those present in the wastewater at the end of the storage. In the open system, net loads of compounds occurred during the first weeks, which thereafter turned into uptakes for most compounds. The PLFA increased during the first weeks and clearly responded to the peak concentrations in the waters. Already from the start there were strong uptakes of nitrate, sulfate, and many minerals in the piles, suggesting that the supply of macro- and micronutrients necessary for microbial growth, as well as available terminal electron acceptors, may be a limiting factor for the extent of microbial degradation performed in the pile.

Peter Borga¹, Torbjörn Elowson², and Kari Liukko² 1996

ENVIRONMENTAL LOADS FROM WATER-SPRINKLED SOFTWOOD TIMBER: 2. INFLUENCE OF TREE SPECIES AND WATER CHARACTERISTICS ON WASTEWATER DISCHARGES

Environmental Toxicology and Chemistry: 1445–1454

1. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Chemistry, P.O. Box 7015, S-750 07 Uppsala, Sweden, 2. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Products, P.O. Box 7008, S-750 07 Uppsala, Sweden

Abstract

The concentration patterns of a number of compounds in the inlet water and wastewater from sprinkling of timber from Scotch pine and Norway spruce have been studied. The timber was separated with respect to species and sprinkled with water from a eutrophic or an oligotrophic receiving water for 18 weeks. Organic and inorganic compounds including dissolved organic carbon (DOC), distillable phenols, resin acids, bacterial phospholipid fatty acids, organic and inorganic phosphorus, nitrogen and sulphur, and a number of metal ions were monitored in the inlet water and wastewater. The toxicity of the wastewater was estimated during the first 2 weeks using a Microtox® test and appeared to decline in parallel with DOC. Most compounds showed both an environmental net load and an absorption by the timber, the loads being smaller and the absorption larger when using eutrophic water. At both sites the loads were generally largest during the first 2 weeks and larger in magnitude at the oligotrophic site and in the spruce wastewater. The initial growth of the bacterial biomass in the pile system was slower at the oligotrophic site, and the results indicated that a rapid growth of the bacterial biomass reduces the initial environmental loads and that this process is associated with the nutrient status of the receiving water.

Keywords: Water sprinkling, Softwood timber, Bacterial degradation, Wastewater, Nutrient supply

- Title:** A comparative assessment of stormwater runoff from a coastal and interior log yard
- Author:** Fikart, Alena
- Degree:** Master of Science - MSc
- Program:** Resource Management and Environmental Studies
- Copyright Date:** 2002
- Subject:** Runoff -- Environmental aspects -- British Columbia
- Keywords:** Sawmills -- Environmental aspects -- British Columbia
Watershed management -- British Columbia
- Abstract:** Stormwater runoff from log yards in different BC regions can affect aquatic habitats to varying degrees given differences in weather, water quality and tree species. The objective of this thesis was to compare runoff quality and total runoff loadings from a coastal and interior log yard. Chemical analyses, toxicity tests and treatments were conducted. Data were compared to criteria, statistically compared between sites and assessed for seasonal trends. Export coefficients (ECs) were compared between sites. Relationships between toxicological and chemical variables were explored statistically. Runoff toxicity was similar between sites and fairly low. LC50s for 48-hour Ceriodaphnia dubia tests ranged from 32.95 to > 100 and 58.70 to > 100 for coastal and interior runoff, respectively. Microtox ®.5 minute EC50s ranged from 27.12 to > 100 for coastal runoff and 22.22

to > 100 for interior runoff. Several metals and dehydroabietic acid (DHA) exceeded criteria in runoff from both sites. Biochemical oxygen demand, alkalinity, pH and metals were significantly higher ($p < 0.05$) at the interior site. Sodium and conductivity were higher at the coastal site. No seasonal differences in runoff quality were observed. Therefore, acute effects would occur during periods of high runoff, during autumn at the coastal site and late winter at the interior site. The unpaved interior site generated less runoff per square meter due to ground infiltration. ECs were comparable to the paved coastal site. Exceptions to this include tannins and lignin (11 fold higher at the coastal site) and DHA (9 fold higher at the interior site). *C. dubia* toxicity was partially associated with TSS for both sites. Tannins and lignins were correlated ($r^2 = 0.91$) with *C. dubia* toxicity for coastal runoff. Tannin and lignin concentrations ranged from 45 to 263 mg/L and 43 to 75 mg/L in coastal and interior samples, respectively. Since results suggest that TSS is partially responsible for toxicity, and since contaminants are often bound to TSS, source control and treatment options for TSS should be implemented.

Review of environmental effects and treatment of runoff from storage and handling of wood



Author(s): [Hedmark A](#) (Hedmark, Asa)², [Scholz M](#) (Scholz, Miklas)¹

Source: BIORESOURCE TECHNOLOGY **Volume:** 99 **Issue:** 14 **Pages:** 5997-6009 **Published:** SEP 2008

Times Cited: [1](#) **References:** [57](#)  [Citation Map](#)

Abstract: This review paper summarises the environmental effects of runoff from wood handling sites including log yards. The characteristics of site runoff and the corresponding effects on the receiving watercourses are presented for worldwide case studies, highlighting the urgent need to address the water pollution problem associated with the wood industry. The methods used to reduce the negative environmental impact of the runoff, such as constructed wetlands, soil infiltration and chemical oxidation, are evaluated. The principal environmental problem of runoff is usually the high concentration of organic substances originating from the wood and bark, some of which are toxic to aquatic life. Phosphorus is also a problem according to some studies. The toxicity of the runoff varies greatly, and depends on the species of tree stored, the amount of water the wood has been in contact with and the degree of runoff treatment. (C) 2007 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Self-Organizing Map Analysis of Planted Soil Infiltration Systems for Treatment of Log Yard Runoff

[Print](#) [E-mail](#) [Add to Marked List](#) [Save to EndNote® Web](#) [Save to EndNote®, RefMan, ProCite](#) [more options](#)

Ovid LinkSolver™

Author(s): [Hedmark A](#) (Hedmark, Asa)¹, [Zhang L](#) (Zhang, Liang)², [Scholz M](#) (Scholz, Miklas)³, [Aronsson P](#) (Aronsson, Par)¹, [Elowson T](#) (Elowson, Torbjorn)¹

Source: FOREST SCIENCE **Volume:** 55 **Issue:** 2 **Pages:** 183-188 **Published:** APR 2009

Times Cited: 0 **References:** [15](#) [Citation Map](#)

Abstract: Infiltration through a soil system planted with four different species was assessed as a sustainable treatment method for logyard runoff at a field-scale experimental site in Sweden. Runoff was infiltrated through soil planted with *Alnus glutinosa* (L.) Gartner (common alder), *Salix schwerinii* X *viminalis* (willow variety "Gudrun"), *Lolium perenne* (L.) (rye grass), and *Phalaris arundinacea* (L.) (reed canary grass). Analyses of variance and t tests showed no significant differences in treatment when the different plants were compared with each other, and there were also no significant differences between the tree and the grass species. The infiltration treatment was effective in reducing total organic carbon and total phosphorus in the runoff even when the loads on the infiltration system increased over time. The self-organizing map (SOM) model was applied to assess the relationships between different water quality variables and to predict total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) concentrations. A supplementary correlation analysis confirmed the key relationships among variables revealed by the SOM. The SOM model performed very well in predicting TN and TP concentrations with the help of other water quality variables, which can be measured more cost effectively. FOR. SCI. 55(2):183-188.

Å. Hedmark^a; M. Jonsson^a 2008

Treatment of log yard runoff in a couch grass infiltration wetland in Sweden

Affiliation: ^a Department of Forest Products and Markets, Swedish University of Agricultural Sciences, SE-750 07 Uppsala, Sweden**DOI:** 10.1080/00207230701406906**Published in:**  [International Journal of Environmental Studies](#), Volume 65, Issue 2 April 2008, pages 267 - 272**Abstract**

Sprinkling is often used in Scandinavia to protect round wood stored for industrial use from fungal and insect attack and drying cracks. Log yard runoff can be harmful for the water recipient due to eutrophication and oxygen depletion. A wetland system for treatment of log yard runoff is being evaluated in central Sweden. The purification capacity of a sloping couch grass (*Elytrigia repens* L.) field was examined when log yard runoff was applied to the field through a sprinkling system. Water samples were taken from groundwater pipes during four summer seasons (May to September, 2002-2005) and analysed for total organic carbon, total phosphorus (TP), total nitrogen and distillable phenols to evaluate the purification capacity of the infiltration wetland. Results from 2002 to 2004 were compared with results from 2005 when the irrigation intensity was considerably lower. Overall, the results showed good purification capacity although the concentrations of TP in the groundwater increased during 2005. The reduced hydraulic load did not increase purification.

Hedmark, Åsa (2009)

Treatment of log yard runoff

Doctoral diss. Dept. of Forest Products, SLU. Acta Universitatis agriculturae Sueciae vol. 2009:52.

Abstract

Log yard runoff can be harmful to receiving watercourses, mainly because of the high concentration of organic substances and phosphorus that can cause eutrophication and oxygen depletion. This thesis assesses the effectiveness of soil infiltration and constructed wetlands to purify runoff from two log yards in Sweden storing mainly Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst).

The treatment efficiency of infiltration in a couch grass (*Elytrigia repens* (L.) Desv. ex Nevski) field was examined by comparing pollutant concentrations in the log yard runoff with resulting concentrations in groundwater pipes. The content of total organic carbon (TOC), total phosphorus (TP), total nitrogen (TN), suspended solids (SS) and distillable phenols was investigated during seven summer seasons. The results showed good purification capacity for TOC, TP and distillable phenols, but the infiltration had no effect on TN and SS. Intense irrigation led to increasing levels of TP in the groundwater after a few years. Reduced irrigation did not increase the purification efficiency for TOC but halted the increase of TP in the groundwater.

Infiltration in soil systems planted with four different species (*Alnus glutinosa* (L.) Gärtner (common alder), *Salix schwerinii x viminalis* (willow variety 'Gudrun'), *Lolium perenne* (L.) (rye grass) and *Phalaris arundinacea* (L.) (reed canary grass)) was assessed at a field-scale experimental site. No significant difference in treatment efficiency could be seen when comparing the different plants with each other. The infiltration was effective in reducing TOC and TP in the log yard runoff, but could not reduce SS. The self-organizing map (SOM) model was applied to the results to assess the relationships between different water quality variables, and the SOM model performed very well in predicting TN and TP concentrations.

A small constructed treatment wetland showed no significant effect when treating

log yard runoff, possibly because the hydraulic load on the wetland was too high and the oxygen content too low for the biochemical processes in the wetland to reduce the concentrations of TP, TOC and SS, or because the particles in the runoff do not settle easily. A constructed wetland should either be made larger or supplemented by further treatment solutions. The results in this thesis support the use of soil infiltration rather than wetlands to treat log yard runoff.

Storage of aged windthrown logs on both log yards led to significantly higher content of TP in the runoff. Countries with a lot of forest should prepare for storing windthrown logs in a way that reduces the impact on receiving watercourses. carbon, forest industry, macrophytes, self-organizing map modelling, windthrown trees, wood degradation.

Jonsson, Maria (2004) *Wet storage of roundwood*. Doctoral diss. Dept. of Forest Products and Markets, SLU. Acta Universitatis agriculturae Sueciae. Silvestria vol. 319.

Abstract

Wet storage (sprinkling) of wood offers valuable protection against drying out and biological attack, but at the same time there are disadvantages to be considered. Negative effects in the forms of reduction in wood quality and the environmental impact of log yard run-off must be minimised in order to make wet storage effective. In the work underlying this thesis, the effect of different sprinkling water qualities on changes in wood properties during storage was studied. A new method for treating log yard run-off by using it to irrigate soil-plant systems was also evaluated. Sprinkling experiments were conducted both indoors and outdoors in which the effects of sprinkling on the wood quality of Norway spruce (*Picea abies*) pulpwood piles were examined. Soil-plant systems with willows (*Salix schwerinii* x *Salix viminalis*), alder (*Alnus glutinosa*) and couchgrass (*Elymus repens*) were irrigated with Norway spruce log yard run-off and evaluated both in lysimeters and in the field (couchgrass) for their purification capacity. Sprinkling water quality, in terms of salinity, did not affect the inorganic content of wood during storage. Brackish waters can be used without increasing the risk for raising the inorganic contents. Neither did sprinkling with fresh or recycled water affect wood brightness. Factors other than those studied determine the optimal wet storage regime. The composition of different log yard run-offs is very different, but they are all rich in oxygen-consuming organic material. Irrigation of soil-plant systems purifies log yard run-off even at very high irrigation intensities and is a convenient method for practical use. The irrigation intensity, rather than the soil type or plant species, is the major factor for the efficiency since lower intensities lead to both better purification and greater possibilities for long-term sustainability.

ASSESSMENT OF LOG YARD RUNOFF IN ALBERTA
Results of Monitoring Program 1996 – 1998

Prepared by S. McDougall, P.Eng.

Southern Region, Approvals Group Alberta Environment

June 2002

<http://www.environment.gov.ab.ca/info/library/6207.pdf>**SUMMARY**

As development of resources and urban areas increases and as point source releases improve in quality there is a greater focus on the quality of stormwater and its impact on the environment. A monitoring program was designed and implemented in 1996 and ended in the fall of 1998 as part of a recommendation of a study of log yard runoff conducted in 1995 by Alberta Environment. The monitoring program consisted of monitoring at five log yard test sites and three forested area control sites. A total of 11 samples were collected at the control sites and 97 samples from the log yard sites. This report summarizes and provides an assessment of these monitoring results including: □ characterization of the storm water runoff quality from Alberta log yards and forested areas in terms of chemical constituents and the toxicity as measured by bioassay tests. Chemical testing included pH, TSS, organics such as BOD, COD, TOC, phenols, resin and fatty acids, and nutrients. Bioassay testing included determining acute lethality of effluents to Rainbow trout and *Daphnia Magna* and toxicity testing using luminescent bacteria (*Photobacterium phosphoreum*), □ comparison of the log yard runoff quality with runoff from forested areas, typical storm water and bioassay test limits and an assessment of the potential factors contributing to the quality of the runoff, and □ Best Management Practices (BMPs) for log yards based on the results of the monitoring program and a review of policy and guidelines in other jurisdictions. **Findings** ⊕ Log yard runoff had higher concentrations of organics, such as COD, BOD, TOC, and phenols, compared to runoff from forested areas. ⊕ Bioassay test results showed that log yard runoff can range from completely non-toxic to toxic with LC50's of relatively low concentrations. The bioassay test results of the forested area control samples were less variable and had lower toxicity. ⊕ The log yard runoff quality, regardless of the site characteristics, exceeded typical stormwater limits for COD and TSS but was within the accepted stormwater limit range for pH of 6.0 to 9.5. ⊕ Log yards with clay soils, defined runoff paths and pine or aspen logs at the site had higher organic levels in their runoff compared to a site with spruce logs and a muskeg/clay surface. **Approaches to Managing Log Yard Runoff** The findings of the monitoring program support the general approach, to manage runoff from log yards by implementing Best Management Practices (BMPs), taken in the United States, Washington State, Ontario, New Brunswick and B.C, and outlined in Alberta Environment's report *Assessment of Log Yard Runoff in Alberta* June 1996. Examples of these BMPs are provided in a document published by The State of Washington Department of Ecology (1995) and include:

- ⊕ Divert storm water around storage areas with ditches, swales and /or berms.
- ⊕ Stack materials to minimize surface areas of materials exposed to precipitation.
- ⊕ Direct stormwater to a retention pond,
- ⊕ Install aeration in the pond if the organic levels (BOD, COD, TOC) remain high.
- ⊕ Install innovative treatment methods such as biofiltration (grassy swales, vegetative filter strips) or constructed wetlands for BOD, COD, and TOC.

Assessment of relative environmental risk from logyard run-off in British Columbia

[Print](#) [E-mail](#) [Add to Marked List](#) [Save to EndNote Web](#) [Save to EndNote, RefMan, ProCite](#) [more](#)

[Ovid LinkSolver™](#) [options](#)

Author(s): [Orban JL](#), [Kozak RA](#), [Sidle RC](#), [Duff SJB](#)

Source: FORESTRY CHRONICLE **Volume:** 78 **Issue:** 1 **Pages:** 146-151 **Published:** JAN-FEB 2002

Times Cited: [6](#) **References:** [19](#) [Citation Map](#)

Abstract: Run-off is generated at logyards at sawmills and dryland sorts when mobile water interacts with woody debris. Logyard run-off can contain a range of constituents with the potential to have an adverse impact on the receiving environment. Many geoclimatic, operational and physical factors contribute to the volume and characteristics of run-off, and a management tool to predict relative environmental risk from different sites would be of value. In this study, we attempted to develop such a tool. A survey was devised and distributed to logyard operators in British Columbia. The survey provided information on site characteristics, volumes and types of wood processed, operational practices, the incidence of run-off, run-off treatment practices, as well as the ultimate receiving environment. Qualitative and quantitative data from the survey were subjected to statistical analyses to: (1) determine the factors that contributed to risk; (2) assign relative risk ratings to each site; and (3) rank facilities according to their potential to impact the receiving environment. Multidiscriminant analysis was used to determine which factors were correlated to environmental risk posed by run-off. Eighty-nine percent (64/72) of the facilities had visible run-off. Sixty-six percent (42/64) of the facilities fell into the high risk category with the remaining 34% (22/64) being low risk. In order of importance, volume of wood stored onsite (largest contribution), frequency of run-off events and colour intensity of run-off (smallest contribution) were factors that significantly contributed to risk and were correlated positively. The methods employed in this study could be applied as management tools to identify sites for further assessment and evaluate the need for remediation.

PEEK, R-D. 1989

Quality of waste water from [timber] sprinkling sites

ORIGINAL TITLE: Abwasserqualität von Beregnungsplätzen

Holz-Zentralblatt. 115(153), 2423-2424, 2426.

Federal Research Center fo Forestry and Forest products (BFH)

Germany

ABSTRACT CONTENT:

Bei Naßlagerungsplätzen mit Wiedereinleitung in den Vorfluter („offenes Beregnungssystem“) übertraf die Konzentration des chemischen und biologischen Sauerstoffbedarfs (CSB, BSB5) sowie der Ammonium-Gehalt (NH₄) des Ablaufwassers zu keiner Zeit die für kommunale Abwässer nach biologischer Klärung zulässigen Werte. Sie nahmen zudem im Abfluß etwa 3 Monate nach Beregnungsbeginn stark ab und näherten sich der Konzentration des zugeleiteten Wassers. Bei einigen Kennndaten, wie z.B. Nitrat, wurden in der Regel Konzentrationsverringerungen im abfließenden Wasser und somit positive Nebenwirkungen festgestellt.

Die Qualität des Ablaufwassers kann gesteigert werden, indem das abfließende Wasser vor Einleiten in den Vorfluter durch Absetzbecken geführt wird, um Rindenpartikel und Sand zurückzuhalten. Ferner stellen die Plätze mit zuvor aufgebracht Kalkschotterung im Vergleich zu basischem Gestein im Sammel- oder Abflußsystem die günstigere Variante dar. Eine Folienabdeckung des Platzes wirkt sich hingegen negativ aus und sollte vermieden werden. Das gleiche dürfte sinngemäß für wasserundurchlässige Bodenarten gelten.

Bei Lagerungsplätzen mit Kreislaufbetrieb war der Abfluß auch im zweiten Versuchsjahr stark belastet und im Vergleich zu den übrigen Naßlagerungsvarianten insgesamt ungünstiger zu bewerten.

Bei Teichlagerung ist die Belastung bei geringen eingelagerten Holzmengen und großem Teichvolumen unbedenklich.

Influence of Wet Storage of Spruce Wood on Groundwater Quality: Investigations by Water-Chemical Methods, Pyrolysis-Fieldionization Mass Spectrometry and Luminiscent-Bacteria Bioassay

C. Sorge; H. -R. Schulten; R. G. Weyandt; N. Kamp; M. Brechtel
International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 1029-0397, Volume 57, Issue 1, 1994, Pages 1 – 8

Abstract

For groundwater below a wet-storage location for spruce wood, water-chemical analyses indicated a distinct pollution by inorganic and organic compounds. Due to the high ammonium concentration this groundwater was not suitable as drinking water. Using pyrolysis-field ionization mass spectrometry, a direct and fast molecular-chemical characterization of the organic constituents in the polluted groundwater was possible. No pretreatment except freeze-drying was required. The combination of water-chemical methods, analytical pyrolysis and bioassays allows to determine water quality and the organic constituents of dissolved organic matter with respect to toxicological properties.

Weitere Zitate

Arvidsson, S., 2006. En ekotoxikologisk studie av lakvatten fra'n timmerbevattning (An ecotoxicological study of runoff from sprinkling of roundwood). Masters Thesis, LITH-IFM-EX-05/1508-SE, Linköping University.

Brechtel H.M. und H. Grabowski, ohne Jahreszahlangabe

LANDESWEITES WASSERCHEMISCHES BEWEISSICHERUNGSPROGRAMM ZUR WASSKONSERWIERUNG VON STAMMHOLZ IN HESSISCHEN FORSTÄMTERN. Vorläufiger Ergebnisbericht – Sommerhalbjahr 1990.

HESSISCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT

ABTEILUNG FORSTHYDROLOGIE. 11p.

Vom Auftraggeber als pdf-File zur Verfügung gestellt

Ittel-Reinlassöder, I. 1991: Überwachung der Wasserqualität an Naßlagerplätzen. Ein Zwischenbericht aus Rheinland-Pfalz. AFZ Nr. 5/1991 S. 248;

Newcombe, C.P. und J.O.T. Jensen, 1996. Channel Suspended Sediment und Fisheries: a Synthesis for Quantitative Assessment of Risk und Impact. North American Journal of Fisheries Management 16:693-694.

Peek, R.D., Liese, W., 1974. The effect of wet storage of windthrown timber on water quality. Forstwissenschaftliches Zentralblatt 96, 348–357.

Schmutz, S. 2003. Einfluss erhöhter Schwebstoffkonzentration und Trübe auf Fische – Literaturstudie erstellt im Auftrag des Niederösterreichischen Landesfischereiverbandes.

Richtlinien und Verordnungen

Entwurf zur Qualitätszielverordnung Ökologie

Restwasserfestlegung

2. Abschnitt**Festlegung von Qualitätszielen für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten****Qualitätsziele für den sehr guten hydromorphologischen Zustand**

§ 12. (1) Zur Beurteilung des sehr guten hydromorphologischen Zustandes eines

Oberflächenwasserkörpers sind die Einzelkomponenten Wasserhaushalt, Durchgängigkeit des Flusses

und Morphologie heranzuziehen.

(2) Wasserhaushalt, Durchgängigkeit des Flusses und Morphologie eines Oberflächenwasserkörpers befinden sich in einem sehr guten Zustand, wenn folgende Kriterien erfüllt sind:

1. Es findet nur eine sehr geringfügige Wasserentnahme statt. Als sehr geringfügige Entnahme gilt

a) entweder eine zeitlich befristete Wasserentnahme, die bis zu 20% der Jahreswasserfracht an der Fassungsstelle beträgt, wobei eine Entnahme zwischen Oktober und März erst erfolgen darf, wenn die Mittelwasserführung der Wintermonate überschritten wird und eine Entnahme zwischen April und September erst erfolgen darf, wenn die Jahresmittelwasserführung überschritten wird,

b) oder eine ganzjährige Wasserentnahme, die weniger als 5% der Jahreswasserfracht an der Fassungsstelle und weniger als 10% des NQ_t beträgt;

2. es finden keine anthropogen verursachten Wasserführungsschwankungen statt;

3. anthropogene Reduktionen der Fließgeschwindigkeit auf unter 0,5 Meter pro Sekunde in Rhitralgewässern oder auf unter 0,3 Meter pro Sekunde in Potamalgewässern überschreiten in ihrer Länge nicht das Fünffache der Gewässerbreite;

Erläuterungen zu § 12 Abs. 2 Z 1:

Eine Wasserentnahme stellt keine Beeinträchtigung des sehr guten hydromorphologischen Zustandes dar, wenn sie sehr geringfügig ist. Sehr geringfügige Entnahmen sind:

- Zeitlich befristete Entnahmen gemäß Z 1 lit. a: Eine etwas höhere Entnahmemenge, die aber nur zu Zeiten mit höheren Abflusswerten (über Mittelwasser, jahreszeitlich gestaffelt) stattfindet.

Beispiel: Entnahmen zur Befüllung von Beschneidungsteichen im Sommer.

- Ganzjährige Entnahmen gemäß Z 1 lit. b: Eine sehr geringe, zeitlich unbegrenzte Entnahmemenge.

Entwurf zur Qualitätszielverordnung Ökologie

Anlage G

Ökologische Mindestwasserführung in Fischlebensräumen (§ 13 Abs. 2 Z 2)

Fischregion	Für den Bereich der Schnelle		Für den Talweg		
	Mindestwassertiefe T_{\min} [m]	Mindestfließgeschwindigkeit v_{\min} [m/s]	Zum Erhalt des Lebensraumes: Ø Mindesttiefe T_{ER} [m]	Zur Laichzeit: Ø Mindesttiefe ¹ T_{LZ} [m]	Leitströmung im Wanderkorridor v_{\min} [m/s]
Epirhithral (> 10% Gefälle)	0,1	$\geq 0,3$	0,15	0,15	$\geq 0,3$
Epirhithral (3-10% Gefälle)	0,15	$\geq 0,3$	0,20	0,20	$\geq 0,3$
Epirhithral ($\leq 3\%$ Gefälle)	0,20	$\geq 0,3$	0,25	0,25	$\geq 0,3$
Metarhithral	0,20	$\geq 0,3$	0,30	0,30	$\geq 0,3$
Hyporhithral	0,20 (0,30 ²)	$\geq 0,3$	0,30 (0,40 ²)	0,50	$\geq 0,3$
Epipotamal	0,30	$\geq 0,3$	0,40	0,60	$\geq 0,3$

¹ Die Mindesttiefe gilt in den spezifischen Laich- und Entwicklungsphasen der jeweiligen standortbezogenen Leit- und Begleitfischarten.

² Die Werte in den Klammern gelten bei Vorkommen des Huchens.

Ausgewählte Parameter der EU-Fischgewässerrichtlinie (G=Richtwert, I=Imperativer Wert)

Parameter	Salmonidengewässer	
	G	I
10. Nicht ionisiertes Ammonium (mg/l NH ₃)	≤ 0,005	≤ 0,025
	Zur Verringerung der Gefahr der Tox Sauerstoffverbrauchs durch Nitrifikation ammoniumkonzentrationen folgende W	
11. Ammonium insgesamt (mg/l NH ₄)	≤ 0,04	≤ 1 (*)
12. Restchlor insgesamt (mg/l HOCl)		≤ 0,005
13. Gesamtzink (mg/l Zn)		≤ 0,3
14. Gelöstes Kupfer (mg/l Cu)	≤ 0,04	

Nitrit: 0,01 mg/l

PO₄: 0,2 mg/l (Salmonidengewässer)

Gesamtzink

(Siehe Anhang I, Nummer 13, Spalte „Bemerkungen“)

Gesamtzinkkonzentrationen (mg/l Zn) je nach den verschiedenen Wasserhärtegraden zwischen 10 und 500 mg/l CaCO₃:

	Wasserhärte (mg/l CaCO ₃)			
	10	50	100	500
Salmonidengewässer (mg/l Zn)	0,03	0,2	0,3	0,5
Cyprinidengewässer (mg/l Zn)	0,3	0,7	1,0	2,0

Grenzwerte Biologischer Sauerstoffbedarf entspr. Entwurf d. Qualitätszielverordnung

H 2 Biologischer Sauerstoffbedarf (§ 14 Abs. 2 Z 2)

BSB ₅ (ohne ATH) [mg/l]								
Bioregion	saprobieller Grundzustand							
	1,25		1,5		1,75		2	
	sehr gut Perzentil 90	gut Perzentil 90						
AV			2,5	3,5	3,0	4,0		
AM			2,0	3,5	3,0	4,0		
BR	1,5	2,5	2,0	3,0	3,0	4,0		
FH			2,0	3,5	3,5	4,5	4,0	6,0
FL	1,5	2,5	2,0	3,0	2,5	3,5		
GF			2,5	3,5	3,0	4,0		
GG	2,0	3,0	2,5	3,5	3,0	4,5		
HV	2,0	3,0	2,5	3,5				
IB			2,0	3,0	2,5	3,5		
KH	1,0	2,0	1,5	2,5				
KV	1,5	2,5	2,0	3,0	2,5	3,5		
SA	1,0	2,0	1,5	2,5				
UZA	1,0	2,0	1,5	2,5	2,0	3,0		
VAV			2,0	3,5	3,5	4,5	4,0	6,0
VZA	1,0	2,0	1,5	2,5	2,0	3,0		

Grenzwerte gelöster organischer Kohlenstoff entspr. Entwurf d. Qualitätszielverordnung

H 3 Gelöster organischer Kohlenstoff (§ 14 Abs. 2 Z 3)

DOC [mg/l]								
Bioregion	saprobieller Grundzustand							
	1,25		1,5		1,75		2	
	sehr gut Perzentil 90	gut Perzentil 90						
AV			2,0	4,0	2,5	5,0		
AM			2,0	4,0	2,5	5,0		
BR	1,0	2,0	2,0	4,0	2,5	5,0		
FH			2,5	5	3,5	6,0	4,0	6,0
FL	1,0	2,0	2,5	4,0	3,0	5,0		
GF			2,0	4,0	3,0	5,0		
GG	4,0	6,0	4,5	8,0	5,0	10,0		
HV	2,0	4,0	2,5	5,0				
IB			2,0	4,0	3,0	5,0		
KH	1,0	2,0	1,5	2,5				
KV	1,0	2,0	1,5	2,5	2,0	4,0		
SA	1,0	2,0	1,5	2,5				
UZA	1,0	2,0	1,5	2,5	2,0	4,0		
VAV			2,0	4,0	3,0	5,0	4,0	6,0
VZA	1,0	2,0	1,5	2,5	2,0	4,0		

Grenzwerte für Orthophosphat und Nitrat entspr. Entwurf d. Qualitätszielverordnung

H 6 Orthophosphat (§ 14 Abs. 2 Z 6)

PO ₄ -P [mg/l]										
Bioregion	trophische Grundzustandklassen									
	ot (oligotroph)		om (oligo-mesotroph)		ml (mesotroph)		me1 (meso-eutroph 1)		me2 (meso-eutroph 2)	
	sehr gut	gut	sehr gut	gut	sehr gut	gut	sehr gut	gut	sehr gut	gut
	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90
AV			0,010	0,020	0,020	0,050				
AM			0,010	0,020	0,030	0,060				
BR			0,010	0,020	0,020	0,050	0,030	0,080		
FH									0,070	0,200
FL	0,007	0,015	0,010	0,030	0,020	0,050				
GF									0,050	0,090
GG					0,030	0,060	0,040	0,080	0,060	0,100
HV	0,007	0,015	0,010	0,030						
IB					0,050	0,100	0,070	0,150		
KH	0,007	0,015	0,020	0,040						
KV	0,007	0,015	0,010	0,030						
SA	0,007	0,015	0,010	0,030						
UZA	0,007	0,015	0,010	0,030	0,020	0,050				
VAV			0,010	0,030	0,020	0,050				
VZA	0,007	0,015	0,010	0,040						

H 7 Nitrat (§ 14 Abs. 2 Z 7)

NO ₃ -N [mg/l]								
Bioregion	saprobieller Grundzustand							
	1,25		1,5		1,75		2	
	sehr gut	gut	sehr gut	gut	sehr gut	gut	sehr gut	gut
	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90	Perzentil 90
AV			1,5	4,0	2,0	5,5		
AM			1,5	4,0	2,0	5,5		
BR	1,0	3,0	2,0	4,0	2,5	5,5		
FH			2,0	4,0	3,0	5,5	4,0	7,0
FL	1,0	3,0	1,5	4,0	2,0	5,5		
GF			2,0	4,0	2,5	5,5		
GG	1,0	3,0	2,0	4,0	3,0	5,5		
HV	1,0	3,0	1,5	4,0				
IB			1,5	4,0	2,0	5,5		
KH	1,0	3,0	1,5	4,0				
KV	1,0	3,0	1,5	4,0	2,0	5,5		
SA	1,0	3,0	1,5	4,0				
UZA	1,0	3,0	1,5	4,0	2,0	5,5		
VAV			1,5	4,0	2,0	5,5	4,0	7,0
VZA	1,0	3,0	1,5	4,0	2,0	5,5		

Beurteilung der biologischen Qualitätskomponenten des guten ökologischen Zustandes für Fließgewässer

§ 5. (1) Bei der Bewilligung von Maßnahmen, die hydromorphologische Veränderungen zur Folge haben, sind die zulässigen hydromorphologischen Bedingungen so festzulegen, dass das Qualitätsziel für die biologischen Qualitätskomponenten des ökologischen Zustandes außerhalb einer kleinräumigen Überschreitung des Qualitätsziels im Bereich der hydromorphologischen Veränderung eingehalten wird.

(2) Bei Abwassereinleitungen ist das Qualitätsziel innerhalb des Einmischungsbereiches nach einer bestimmten Entfernung unterhalb der Abwassereinleitung einzuhalten, wobei diese Entfernung in der Regel das Zehnfache der Gewässerbreite an der Stelle der Abwassereinleitung, mindestens jedoch einen Kilometer zu betragen hat.

Grenzwerte laut Allgemeiner Abwasseremissionsverordnung (AEV_186_1996_2)ANLAGE A

Emissionsbegrenzungen gemäß § 4

	I.	II.
	Anforderungen an Einleitungen in ein Fließgewässer	Anforderungen an Einleitungen in eine öffentliche Kanalisation
A.1 Allgemeine Parameter		
1. Temperatur	30 °C	35 °C
2. Toxizität		
2.1 Algentoxizität G_A	a)	–
2.2 Bakterientoxizität G_B	a)	–
2.3 Daphnientoxizität G_D	a)	–

996

58. Stück – Ausgegeben am 19. April 1996 – Nr. 186

2.4 Fischtoxizität G _p	< 2 b)	–
2.5 Beeinträchtigung der biologischen Abbauvorgänge	–	c)
3. Abfiltrierbare Stoffe	30 mg/l 50 mg/l bei betrieb- lichen Abwässern mit vorwiegend un- gelösten anorgani- schen Stoffen	keine Beeinträchtigungen des Betrie- bes von Kanalisations- und Abwasser- reinigungsanlagen
4. Absetzbare Stoffe	0,3 ml/l	10 ml/l oder keine den Kanalisations- betrieb beeinträchtigende Ablagerun- gen
5. pH-Wert	6,5–8,5	6,5–9,5
A.2 Anorganische Parameter		
6. Aluminium ber. als Al	2 mg/l	durch absetzbare Stoffe begrenzt
7. Arsen ber. als As	0,1 mg/l	0,1 mg/l
8. Barium ber. als Ba	5 mg/l	5 mg/l
9. Blei ber. als Pb	0,5 mg/l	0,5 mg/l
10. Cadmium ber. als Cd	0,1 mg/l	0,1 mg/l
11. Chrom-gesamt ber. als Cr	0,5 mg/l	0,5 mg/l
12. Chrom-VI ber. als Cr	0,1 mg/l	0,1 mg/l
13. Cobalt ber. als Co	1,0 mg/l	1,0 mg/l
14. Eisen ber. als Fe	2,0 mg/l	durch absetzbare Stoffe begrenzt
15. Kupfer ber. als Cu	0,5 mg/l	0,5 mg/l
16. Nickel ber. als Ni	0,5 mg/l	0,5 mg/l
17. Quecksilber ber. als Hg	0,01 mg/l	0,01 mg/l
18. Silber ber. als Ag	0,1 mg/l	0,1 mg/l
19. Zink ber. als Zn	2,0 mg/l	2,0 mg/l
20. Zinn ber. als Sn	2,0 mg/l	2,0 mg/l
21. Freies Chlor ber. als Cl ₂	0,2 mg/l	0,2 mg/l
22. Gesamtchlor ber. als Cl ₂	0,4 mg/l	0,4 mg/l
23. Ammonium ber. als N	10 mg/l	d)

24. Chlorid ber. als Cl	durch G_A , G_D oder G_B begrenzt	–
25. Cyanid, leicht freisetzbar ber. als CN	0,1 mg/l	0,1 mg/l
26. Fluorid ber. als F	10 mg/l	20 mg/l
27. Nitrat ber. als N	a)	–
28. Nitrit ber. als N	1,0 mg/l	10 mg/l
29. Gesamt-Phosphor ber. als P	2 mg/l e)	–
30. Sulfat ber. als SO_4	a)	200 mg/l, im Einzelfall nach Baustoffen und Mischungsverhältnissen im Kanal höhere Werte zulässig (ÖNORM B 2503, Sept. 1992)
31. Sulfid ber. als S	0,1 mg/l	1,0 mg/l
32. Sulfit ber. als SO_3	1,0 mg/l	10 mg/l
A.3 Organische Parameter		
33. Ges. org. geb. Kohlenstoff, TOC ber. als C	25 mg/l	–
34. Chem. Sauerstoffbedarf, CSB ber. als O_2	75 mg/l	–
35. Biochem. Sauerstoffbedarf, BSB ₅ ber. als O_2	20 mg/l	–
36. Adsorb. org. geb. Halogene, (AOX) ber. als Cl	0,5 mg/l	0,5 mg/l
37. Schwerflüchtige lipophile Stoffe	20 mg/l	100 mg/l
38. Summe d. Kohlenwasserstoffe	10 mg/l	20 mg/l
39. Ausblasbare org. geb. Halogene (POX) ber. als Cl	0,1 mg/l	0,1 mg/l
40. Phenolindex ber. als Phenol	0,1 mg/l	10 mg/l
41. Summe anion. und nichtion. Tenside	1,0 mg/l	keine nachteilige Beeinflussung des Kanal- und Klärbetriebes
42. Summe d. flücht. aromat. Kohlenwasserstoffe Benzol, Toluol und Xylol (BTX)	0,1 mg/l	0,1 mg/l