

Effekter av ytterligare reningssteg vid skogsindustrier

Mikael Malmaeus
Mats Almemark
Magnus Karlsson
IVL

Olle Simon
Åsa Sivard
Tomas Ericsson
ÅF

B1953
November 2010

Rapporten godkänd
2010-12-10


Lars-Gunnar Lindfors
Senior Adviser



Organisation IVL Svenska Miljöinstitutet AB	Rapportsammanfattning
Adress Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel Effekter av ytterligare reningssteg vid skogsindustrier
Telefonnr 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet Ångpanneföreningens Forskningsstiftelse
Rapportförfattare Mikael Malmaeus, Mats Almemark, Magnus Karlsson, Olle Simon, Åsa Sivard, Tomas Ericsson	
Rapporttitel och undertitel Effekter av ytterligare reningssteg vid skogsindustrier	
Sammanfattning <p>I denna studie har konsekvenser av utbyggnad av ett tredje reningssteg vid två svenska massfabriker utvärderats ur olika aspekter. Beräkningar av utsläppsminskningar och kostnader för membranfiltrering, kemisk fällning respektive sandfilter har genomförts. Resultaten skiljer sig en del såväl mellan de två fabrikena som mellan val av reningssteg. Analysen av de nya reningsstegens sammanlagda miljöpåverkan visar att de totala utsläppen av närsalter till miljön minskar i samtliga fall. Emellertid ökar miljöpåverkan i alla övriga undersökta påverkanskategorier till följd av bland annat ökad energiförbrukning och kemikalieanvändning vid drift och tillverkning och ökade slammängder vid de nya reningsanläggningarna. Ingen av de metoder som använts i denna studie för att jämföra olika påverkanskategorier ger något entydigt svar på frågan om nyttan är större än kostnaden, men enligt de flesta testade scenarier verkar de nya reningsstegen orsaka ungefär lika mycket miljöpåverkan i vissa avseenden som de gör nytta i andra. Tolkningen försvåras delvis av att den kompletterande reningens effekt på toxicitet inte kunnat bedömas. Resultaten visar emellertid att det är långt ifrån självklart att de nya reningsstegen leder till miljöförbättringar. En slutsats är därmed att tydligare ställningstaganden kring samhällliga värderingar av olika miljömål efterfrågas.</p>	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren Vattenrening, membranfiltrering, kemisk fällning, massaindusti, recipient, livscykelanalys	
Bibliografiska uppgifter IVL Rapport B1953	
Rapporten beställs via Hemsida: www.ivl.se , e-post: publicationservice@ivl.se , fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm	

NÅGRA ANVÄNDA FÖRKORTNINGAR

AOX	Adsorberbara organiska halogener
AVR	En fällningskemikalie (etablerat varunamn, tillverkas av Kemira Kemi AB)
BAT	Bästa möjliga teknik (Best Available Technology)
BSAP	Baltic Sea Action Plan
CFC11-ekv.	Triklorofluormetanequivalerter
COD	Syretärande organiskt material (Chemical Oxygen Demand)
DCB-ekv.	1,4-diklorbensenequivalerter
EDTA	Komplexbildare. Ethylenediaminetetraacetic acid
EGOM	Extraherbart gaskromatograferbart organiskt material
GF/A	Glasfiberfilter med porstorlek 1,6 µm
KF	Kemisk fällning
LCA	Livscykelanalys
MF	Membranfilter
N	Kväve
P	Fosfor
Sb-ekv.	Antimonequivalerter
SF	Sandfilter
SÅ	Suspenderade ämnen
TS	Torrsubstans
UF	Ultrafiltrering
TOC	Totalmängd organiskt kol
VRF	Volymreduktionsfaktor

Sammanfattning

I denna studie har konsekvenser av utbyggnad av ett tredje reningssteg vid två svenska massafabriker utvärderats ur olika aspekter. Beräkningar av utsläppsminskningar och kostnader för membranfiltrering, kemisk fällning respektive sandfilter har genomförts. Resultaten skiljer sig en del såväl mellan de två fabrikena som mellan val av reningssteg. Generellt minskar närsaltsutsläppen mer vid kemisk fällning jämfört med andra metoder, medan suspenderade ämnen avlägsnas effektivare med filtrering. Sandfilter är billigare att installera och driva än övriga metoder.

Recipient till den ena fabriken är en större mellansvensk sjö medan den andra fabriken närecipient är ett kustområde i Bottenviken. Båda recipienterna uppvisar tämligen god ekologisk status och den andel av tillförd mängd organiska ämnen och närsalter som härrör från fabrikena är liten i förhållande till övrig belastning. Simuleringar visar ingen signifikant effekt i recipienten av minskade utsläpp till följd av ytterligare rening av massabruksavloppen. Det som däremot talar för ytterligare rening är möjligheten att minska den totala belastningen till miljön av vissa substanser. Mot detta står miljöbelastningen av att driva själva reningen.

Analysen av de nya reningsstegens sammanlagda miljöpåverkan visar att de totala utsläppen av närsalter till miljön minskar i samtliga fall. Emellertid ökar miljöpåverkan i alla övriga undersökta påverkanskategorier till följd av bland annat ökad energiförbrukning och kemikalieanvändning vid drift och tillverkning och ökade slammängder vid de nya reningsanläggningarna. Det finns inget etablerat sätt att jämföra påverkanskategorier sinsemellan men olika sätt att värdera och normera olika typer av miljöpåverkan kan tillämpas. Mätetalen för påverkanskategorierna kan normaliseras mot de totala emissionerna per år och person för varje kategori inom en viss region, eller man kan normalisera mot politiskt uppsatta utsläppsmål för varje kategori. Det ger en uppfattning om hur mycket varje kategori tar i anspråk av det tillgängliga ”hållbarhetsutrymmet”. Man kan också uppskatta det monetära värdet av ökade koldioxidutsläpp utifrån åtgärds-kostnader för att i andra sammanhang minska koldioxidutsläpp eller anta priset på utsläppsrättigheter inom handlande sektorer. På motsvarande sätt kan värdet av minskade närsaltsutsläpp uppskattas och jämföras mot värdet av den ökade klimatpåverkan från reningsanläggningarna.

Resultaten visar att det är långt ifrån självklart att de nya reningsstegen leder till miljöförbättringar. Ingen av de metoder som använts i denna studie för att jämföra olika påverkanskategorier ger något entydigt svar på frågan om nyttan är större än kostnaden, men enligt de flesta testade scenarier verkar de nya reningsstegen orsaka ungefär lika mycket miljöpåverkan i vissa avseenden som de gör nytta i andra. En slutsats är därmed att tydligare ställningstaganden kring samhälleliga värderingar av olika miljömål efterfrågas.

Resultaten hade sannolikt varit mer entydigt positiva ifall primär och sekundär rening inte redan varit installerade vid bruken. En ytterligare orsak till att resultaten är tämligen svårbedömda är att en speciering av den kompletterande reningens eventuella effekt på potentiellt toxiska ämnen saknas. Detta är en väsentlig datalucka i miljöbalansräkningen, då undviken ekotoxicitet därmed inte kan fastställas. Införande av nya, ännu ej etablerade tekniker framöver skulle kunna ge andra och mer positiva resultat.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	2
1 Inledning.....	5
2 Projektbeskrivning	6
3 Beskrivning av fabriks exempel.....	7
3.1 Allmänt om valet av fabriker.....	7
3.2 Utsläpp från befintlig biorening.....	7
4 Dimensionering av nytt reningssteg.....	12
4.1 Val av reningsmetoder.....	12
4.1.1 Filtrering.....	12
4.1.2 Kemisk fällning.....	12
4.1.3 Membranfiltrering	13
4.2 Dimensionerande utsläpp till nytt reningssteg	14
4.2.1 Sandfilter.....	14
4.2.2 Kemisk fällning.....	16
4.2.3 Membranfiltrering	17
4.3 Utsläpp till recipient.....	18
4.4 Kostnader.....	21
4.4.1 Filtrering.....	21
4.4.2 Kemisk fällning med flotation.....	22
4.4.3 Membranfiltrering	23
5 Recipientbedömningar.....	25
5.1 Effekten av eutrofierande ämnen.....	25
5.2 Åsfjorden (Gruvön).....	26
5.2.1 Hydrografi.....	26
5.2.2 Vattenkvalitet	27
5.2.3 Effekter av utsläpp från Gruvöns Bruk.....	27
5.3 Vargödraget (Kraftliner).....	28
5.3.1 Hydrografi.....	28
5.3.2 Vattenkvalitet	30
5.3.3 Effekter av utsläpp från Kraftliner	30
5.4 Nedströms recipienter.....	31
5.5 Sammanfattning recipientbedömning.....	31
6 Analys av de nya reningsstegens miljöpåverkan.....	32
6.1 Mål och omfattning	32
6.1.1 Analysens syfte.....	32
6.1.2 Systembeskrivning.....	32
6.1.3 Systemgränser.....	40
6.1.4 Geografisk avgränsning.....	40
6.1.5 Tidsmässiga avgränsningar.....	41
6.1.6 Valda miljöpåverkanskategorier	41
6.1.7 Funktionell enhet.....	41
6.2 Metodik.....	41
6.2.1 Generellt.....	41
6.2.2 Kvantifiering av påverkanskategorier, normalisering	42
6.2.3 Miljöbalansräkning för en reningsprocess	44
6.2.4 Beräkningsmetodik.....	44
6.3 Inventering	44
6.3.1 Reningsprocesserna – Kärnprocesserna	44
6.3.2 Slambehandling.....	48

6.3.3	Bakgrundsprocesser	48
6.4	Resultat	51
6.4.1	Faktisk miljöpåverkan för de ytterligare reningsprocesserna.....	51
7	Sammanvägning.....	58
7.1	Normalisering av påverkanskategorier.....	58
7.2	Samhällsekonomisk värdering.....	60
8	Slutsatser	63
9	Referenser.....	64

1 Inledning

Med syfte att förbättra miljötillståndet i industrirecipienter och uppfylla nationella och internationella överenskommelser och riktlinjer beträffande utsläpp (såsom BAT Ref och BSAP (Baltic Sea Action Plan)) sker successiva skärpningar av tillåtna utsläpp till vatten från nordiska skogsindustrier. Mekanisk rening är sedan många år i drift på samtliga fabriker och det finns endast några få anläggningar som ännu saknar biologisk rening eller kemisk fällning som ytterligare steg, och i dessa fall finns ofta myndighetskrav på ytterligare rening, som beräknas vara i drift inom ett par år.

För att ytterligare förbättra reningseffekterna diskuteras ibland utbyggnad med ytterligare steg, såsom sandfiltrering, membranfiltrering eller kemisk fällning eller förändringar i processen. För varje ytterligare reningssteg ökar reningskostnaden per mängd borttagen COD, kväve, fosfor, AOX och andra utsläppsparametrar. Samtidigt är den påvisbara miljöeffekten av utsläppen från industrierna allt mindre.

I samband med ett antal tillståndsprövningar inom svensk skogsindustri under senare år har samhällsnyttan av reningsåtgärder relaterats till åtgärds kostnader, vilket åtminstone tankemässigt fört denna diskussion framåt. Mot bakgrund av detta genomför vi därför en mer generell studie för att vidareutveckla dessa resonemang. Förutom rent samhällsekonomiskt så kan man förutsätta att extra reningssteg också har signifikanta miljöeffekter exempelvis i form av ökade avfallsmängder, kemikalieförbrukning och koldioxidutsläpp från drift och transporter. Den reella nyttan av ytterligare reningssteg kan således utvärderas på flera plan och vi försöker i detta projekt mer konkret utvärdera den samlade kostnaden och nyttan av ytterligare rening.

Projektet belyser effekten för olika utsläppsparametrar vid installation av ytterligare reningssteg efter en befintlig rening bestående av primär och sekundär rening (försedimentering och biologisk rening) vid skogsindustrier. Vidare uppskattas relevanta tillkommande effekter av ytterligare reningssteg i form av ökade slammängder, energiförbrukning, transporter samt ekonomiska kostnader. Studien innehåller också en bedömning av effekter av utsläppt vattenkvalitet för recipienten utan och med kompletterande reningssteg.

2 Projektbeskrivning

Projektet innehåller tre delmoment:

- Fastställande av utsläppsdata vid normal belastning och maximal månadsbelastning för två referensanläggningar samt dimensionering, utsläppsberäkningar och kostnadsberäkningar vid kompletterad rening för dessa referensanläggningar
- Effektbedömning av olika avlopps påverkan på recipient
- Bestämning av tillkommande miljöeffekter och LCA-bedömning av tillkommande reningssteg

Utgående från avskiljningsgrader, kostnader och bedömda effekter i recipienten görs en sammanfattande värdering av effekt av ytterligare reningssteg efter en befintlig rening för olika parametrar.

Projektet har genomförts tillsammans av IVL och ÅF.

ÅF har haft huvudansvar för följande delar av projektet:

- Utvärdering av utsläppssituationen vid två skogsindustriella anläggningar och bearbetning av relevanta parametrar
- Utformning av kompletterande reningssteg
- Litteraturstudier och insamling av referensdata för avloppsströmmar före och efter rening och efter kompletterande rening
- Framtagande av utsläppssammanställningar för de olika systemen
- Kostnadsberäkningar

IVL har haft huvudansvaret för följande delar av projektet:

- Framtagande av data på miljöbelastningen från tillkommande aktiviteter (LCA)
- Effektbedömning av olika avlopps påverkan på recipient
- Metoder för att jämföra miljökostnader och ekonomiska kostnader för olika aspekter av tillkommande aktiviteter

Studien har finansierats av Ångpanneföreningens forskningsstiftelse (Åforsk) samt Stiftelsen Institutet för Vatten och Luftvård. Slutrapporten har granskats av Uwe Fortkamp (IVL). Vi vill tacka personal på ingående fabriker för hjälp med att fram underlagsdata och för synpunkter under arbetets gång. I synnerhet tackas Therese Olsson och Mats Ganrot (Gruvön) samt Ingemar Lundström (Kraftliner).

3 Beskrivning av fabriksexempel

3.1 Allmänt om valet av fabriker

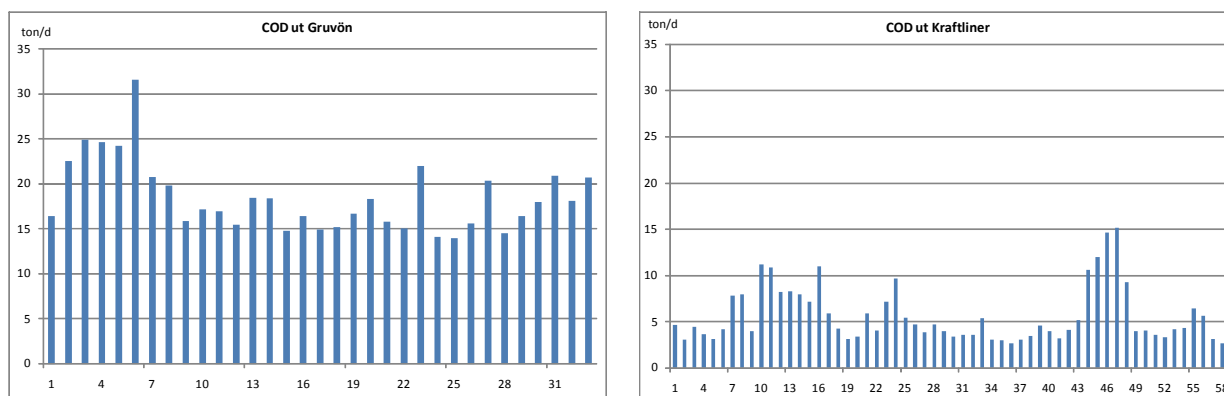
Vi har i denna studie valt två svenska skogsindustrier, Billerud Gruvöns Bruk (fortsättningsvis benämnt Gruvön) och Smurfit Kraftliner Kraftliner Piteå (fortsättningsvis benämnt Kraftliner). Båda är integrerade sulfatmassabruk med helt egen massaförsörjning, varav 65 – 80 % utgörs av sulfatmassa (blekt och oblekt).

Gruvön är inlandsbaserat och Kraftliner är kustbaserat. Båda fabriker behandlar hela eller huvuddelen av sitt avloppsvatten i moderna aktivslamanläggningar med mycket hög reningseffekt med avseende på den fraktion organiska föroreningar som är biologiskt nerbrytbara. De absoluta utsläppen till vatten med avseende på huvudparametrarna COD, $S\dot{A}_{GF/A}$, kväve och fosfor kan anses vara representativa för svenska skogsindustrier, d.v.s. de ligger alla väl inom utsläppsintervallet för samtliga bruk. Även de absoluta avloppsvattenflödena ligger väl inom detta intervall.

3.2 Utsläpp från befintlig biorening

Vi har sammanställt månadsmedelvärden för emissionerna till vatten från de båda bruken under referensperioder omfattande 33 månader (Gruvön) respektive 58 månader (Kraftliner).

COD-emissionerna från bioreningen sammanfattas i **Figur 1**.



Figur 1 Månadsmedelvärden för COD ut från biorening för Gruvön och Kraftliner.

Statistisk information sammanfattas i **Tabell 1**. Där anges även det maximala månadsmedelvärde som uppskattas uppträda med frekvensen ca 1 gång per år.

Tabell 1 Statistik avseende månadsmedelvärden för utgående COD från biologisk rening.

		Gruvön	Kraftliner
Antal värden	st	33	58
Medelvärde	ton/d	18,5	5,7
Standardavvikelse	ton/d	3,9	3,0
Variationskoefficient	%	21	54
Max månad	ton/d	31,6	15,2
Max månad, frekvens ca 1 g/år	ton/d	22	11

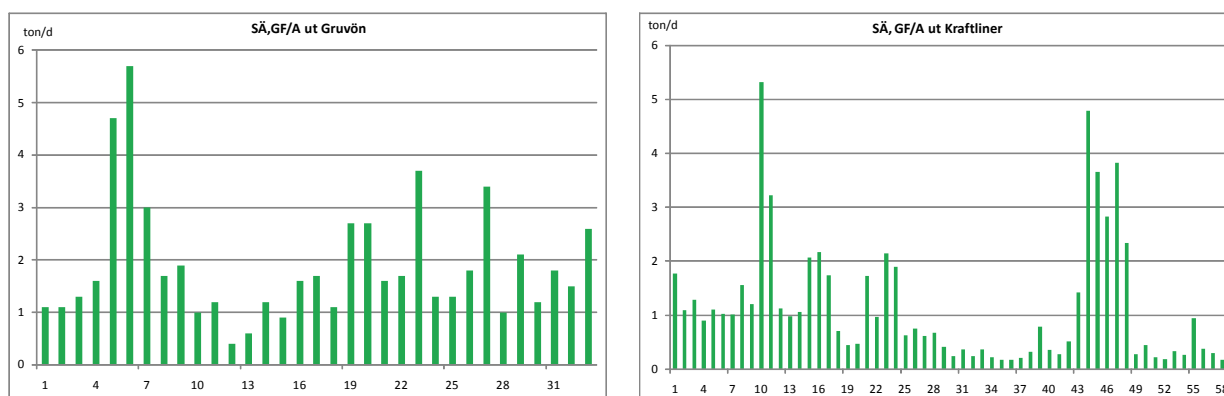
Gruvön har högre utsläpp av COD än Kraftliner. Detta beror på skillnader i produktionsprocessen (andel blekt sulfatmassa, producerade mängder av sulfatmassa och övrig massa, slutningsgrad i olika processavdelningar m.m.) vilket ger olika restutsläpp av biologiskt svårnedbrytbart material. Den totala massaproduktionen är av samma storleksordning, vilket innebär att bruken har olika specifika utsläpp räknat per ton massa.

Vid Gruvön är det endast avlopp med högt COD-innehåll (ungefär en tredjedel av totalt avloppsflöde), som leds till biologisk rening. Pappersbruksavlopp renas med sedimentering och leds därefter till recipient. Industriavloppet, som huvudsakligen består av kyl- och tätningvatten från brukets mixer, leds direkt till recipient. I denna rapport har vi använt data för utgående avlopp från biologisk rening. Vid bedömning av recipienten har utsläppsvärden från övriga delströmmar lagts till som bakgrundsbelastning.

Vid Kraftliner leds allt processavlopp till biologisk rening, endast rent kylvatten får avledas direkt till recipient.

Det kan noteras att den relativa spridningen (variationskoefficienten) är högre för Kraftliner. Detta är normalt då det specifika utsläppet, räknat i kg per ton produkt, är lägre. Den absoluta standardavvikelsen är dock ungefär lika.

Uppmätta månadsmedelvärden för SÄ, GF/A ut från biologisk rening visas i **Figur 2**.

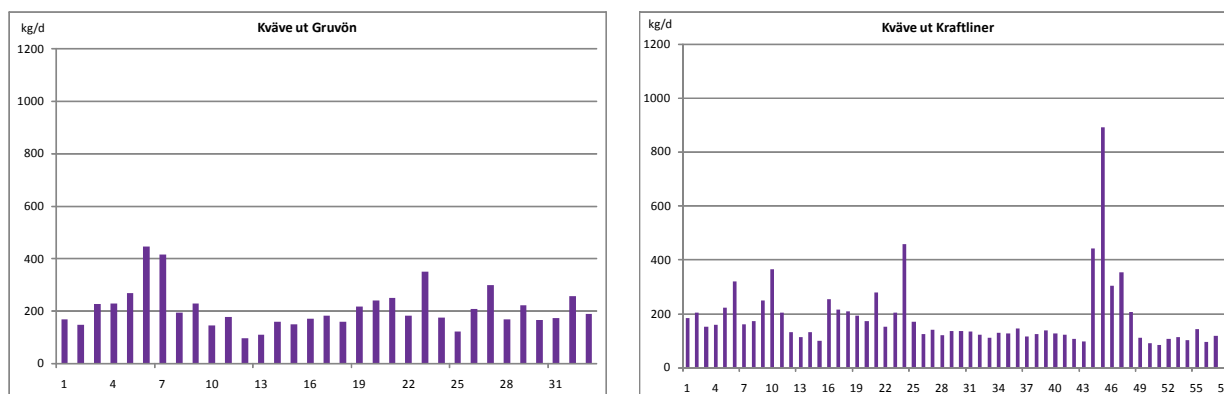
**Figur 2** Månadsmedelvärden för SÄ, GF/A ut från biorening för Gruvön och Kraftliner.

I genomsnitt 66 % av SÄ, GF/A-utsläppet från Kraftliner utgörs av relativt voluminös flock av i huvudsak suspenderat biologiskt material som avskiljs vid SÄ-70 analys. Detta bedöms vara relativt normalt för utgående vatten från aktivslamanläggningar. Det bör noteras att för lågbelastade anläggningar med stort slutsedimenteringssteg är andelen voluminös flock avsevärt mindre, storleksordningen 10 %. Statistisk information om månadsmedelvärdena sammanfattas i **Tabell 2**.

Tabell 2 Statistik avseende månadsmedelvärden för utgående SÄ, GF/A från biologisk rening.

		Gruvön	Kraftliner
Antal värden	St	33	58
Medelvärde	ton/d	1,9	1,2
Standardavvikelse	ton/d	1,2	1,2
Variationskoefficient	%	61	101
Max månad	ton/d	3,5	3,5
Max månad, frekvens ca 1 g/år	ton/d	5,7	5,3

Uppmätta månadsmedelvärden för kväve (N-tot) visas i **Figur 3**.



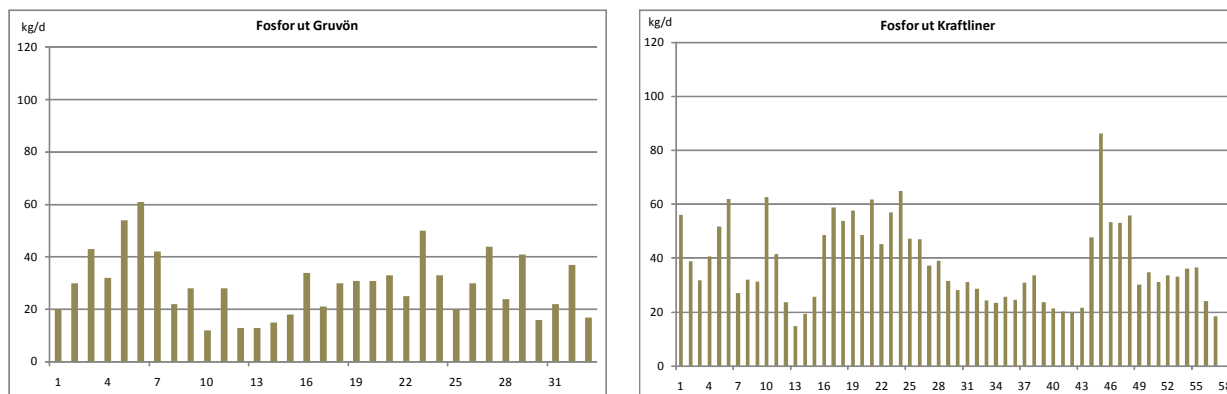
Figur 3 Månadsmedelvärden för N-tot ut från biorening för Gruvön och Kraftliner.

Ungefär hälften av kväveutsläppet från Gruvön är bundet i suspenderat material (mätt som SÄ, GF/A). Andelen är framtagen genom att jämföra månadsmedelvärden för analyser av totalkväve för omskakade och GF/A-filtrerade prover. Statistisk information om månadsmedelvärdena sammanfattas i **Tabell 3**.

Tabell 3 Statistik avseende månadsmedelvärden för utgående N-tot från biologisk rening.

		Gruvön	Kraftliner
Antal värden	st	33	58
Medelvärde	kg/d	210	190
Standardavvikelse	kg/d	78	130
Variationskoefficient	%	37	68
Max månad	kg/d	450	890
Max månad, frekvens ca 1 g/år	kg/d	300	400

Uppmätta månadsmedelvärden för fosfor (P-tot) visas i **Figur 4**.



Figur 4 Månadsmedelvärden för P-tot ut från biorening för Gruvön och Kraftliner.

Ca 40 % av fosforutsläppet från Gruvön är bundet i suspenderat material (mätt som SÄ, GF/A). Andelen är framtagen genom att jämföra månadsmedelvärden för analyser av totalfosfor för omskakade och GF/A-filtrerade prover. Statistisk information om månadsmedelvärdena sammanfattas i **Tabell 4**.

Tabell 4 Statistik avseende månadsmedelvärden för utgående P-tot.

		Gruvön	Kraftliner
Antal värden	st	33	58
Medelvärde	kg/d	29	38
Standardavvikelse	kg/d	12	15
Variationskoefficient	%	42	39
Max månad	kg/d	61	86
Max månad, frekvens ca 1 g/år	kg/d	45	60

I **Tabell 5** sammanfattas medelvärden för emissionerna till/från bioreningen. Förutom de tidigare diskuterade utsläppsp parametrarna redovisas även AOX, klorat och EDTA. Vid åtminstone ett tillfälle har även extraktivämnena, EGOM (extraherbart gaskromatograferbart organiskt material, testet ger utslag för de mest fettlösliga extraktivämnena med mycket hög fördelningskonstant mellan oktanol och vatten) och tungmetaller analyserats och även olika biologiska tester utförts.

Tabell 5 Sammanfattning av analyser och biologiska tester. Data för COD, SÄ, N, P, AOX, klorat och EDTA är långtidsmedelvärden.

		Gruvön		Kraftliner	
		In bio	Ut bio	In bio	Ut bio
Vattenflöde	m ³ /d	43 000	43 000	35 000	35 000
COD	kg/d	45 600	18 500	29 000	5 700
	mg/l		430		160
SÄ,GF/A	kg/d	3 700	1 900	2 900	1 200
	mg/l		44		34
Tot-N	kg/d		210	140	190
	mg/l		4,9		5,5
Tot-P	kg/d		29	22	38
	mg/l		0,67		1,1
AOX	kg/d	220	91		
Klorat	kg/d	3 600	75		
	mg/l		1,7		
EDTA	mg/l			ca 1 000	120
Extraktivämnen	mg/l		1,3	4,2	0,1
EGOM	mg/l		0,19 ¹⁾	0,34 ¹⁾	<0,1 ¹⁾
Kadmium	µg/l		0,6	0,9	0,6
Koppar	µg/l		11	12	9,9
Bly	µg/l		8,2	6,1	3,1
Krom	µg/l		4,1	2,6	1,5
Nickel	µg/l		4,8	4,0	3,2
Zink	µg/l		100	260	240
Mikrotox		Ut bio: Inga signifikanta effekter		Ut bio: Inga signifikanta effekter	
Test kräftdjur		Ut bio: Inga signifikanta effekter		Ut bio: Inga signifikanta effekter	
		Ut bio: Inga signifikanta effekter,		Ut bio: Inga signifikanta effekter	
Test alger		grönalg		Ut bio: Låg tillväxthämning, rödalga	
Test zebrafisk		Ut bio: Inga signifikanta effekter		Ut bio: Inga signifikanta effekter	

1) Relativt osäkra värden. Endast ett analysvärde i respektive position, varav två värden strax över och ett värde under analysmetodens detektionsgräns.

4 Dimensionering av nytt reningssteg

4.1 Val av reningsmetoder

Vi har valt tre olika metoder för kompletterande rening av det biorenade avloppsvattnet, filtrering, kemisk fällning och membranfiltrering. Motiv för val av dessa reningsmetoder diskuteras nedan.

4.1.1 Filtrering

En betydande del av närsalterna samt en fraktion fettlösliga ämnen föreligger bundet i eller adsorberat på biologiskt suspenderat material (biosusp). Huvuddelen av biosuspen utgörs normalt av aggregat (flockar) av bakterier och bakteriefragment som är svåra att avskilja i bioreningens sedimenteringssteg p.g.a. att flockarna antingen är förhållandevis spretiga (p.g.a. innehåll av filamentbildande bakterier) eller mycket små (s.k. pin-point-flockar). Det finns även en fraktion med frisimmande bakterier i vattnet. Den beskrivna typen av biosusp innehållande aggregat av bakterier med filament (trådbakterier) och pin-point-flockar kan avskiljas med sandfilter så att restutsläppet vid normal (störningsfri) drift blir ca 5 mg/l. Frisimmande bakterier avskiljs normalt mycket dåligt.

Vid driftproblem i bioreningen kan det uppstå problem med s.k. slamsvällning. Detta beror på tillväxt av för mycket trådbakterier i systemet, vilket resulterar i ökad produktion av voluminös och svåravskiljbar slamflock. Denna typ av biosusp kan i princip avskiljas med både sandfilter eller skivfilter, men vid en mer massiv slamflykt kan det uppstå problem med igensättning av sandfiltret. Skivfilter är således lämpligare om huvudsyftet är att reningssteget ska fungera som ”polis” mot tillfälliga, stora utsläpp.

I denna studie har vi valt sandfilter p.g.a. att det bedöms ge bäst effekt på utsläppen vid normal drift och därmed lägst genomsnittligt utsläpp räknat som t.ex. årsmedelvärde för de båda fabrikena. Metoden ger god effekt med avseende på SÄ, GF/A och mer begränsad effekt på närsalter och extraktivämen medan effekten på COD är förhållandevis liten.

Spolvatten från sandfiltret innehåller biosusp som kan störa bioreningen om det återförs till denna. Vi har därför förutsatt att spolvattnet ska behandlas separat med kemisk fällning/flotation, varefter det leds till recipient. Kemikalieförbrukningen blir relativt låg eftersom spolvattnet utgör en mycket liten del (ca 7 %) av det totala avloppsvattenflödet.

4.1.2 Kemisk fällning

Med kemisk fällning är det möjligt att reducera utsläppet av både biosusp och av en del löst material. Jämfört med sandfiltrering erhålls en ytterligare reduktion av framförallt COD (högmolekylär fraktion), extraktivämen och fosfor.

I denna studie har vi valt kemisk fällning med AVR och avskiljning av kemikalieflocken i en flotationsanläggning. Metoden klarar även bra av att hantera tillfälliga stötutsläpp av SÄ och bedöms vid dessa tillfällen ge minst lika hög reduktionsgrad som vid normalbelastning. Flotation ger generellt bra avskiljning av suspenderat material och utrymmesbehovet är relativt litet.

4.1.3 Membranfiltrering

Utsläppet av organiskt material kan reduceras effektivt med membranfiltrering. Avloppsvattnet pumpas med tryck mot ett semipermeabelt membran varvid vattenmolekyler och en del andra molekyler som passerar igenom bildar ett permeat. Större molekyler avskiljs och avleds tillsammans med en liten delström vatten i ett koncentrat. Membranets separationsegenskaper anges med ett ”cut-off” (= molekylvikten (Dalton) hos den minsta molekyl som avskiljs av membranet). Beroende på separationsegenskaperna brukar man särskilja mellan följande huvudtyper av membranfiltrering:

- **Mikrofiltrering**
Relativt öppet membran och lågt arbetstryck, 0,01 – 0,1 MPa. Metoden bedöms inte ge tillräcklig avskiljning i detta fall.
- **Ultrafiltrering**
Avskiljer högmolekylärt organiskt material med cut-off 2 000 – 1 000 000 Dalton. Arbetstryck 0,1 – 1 MPa. Membran kan väljas som ger ungefär samma COD-reduktion som kemisk fällning.
- **Nanofiltrering**
Avskiljer även större oorganiska joner. Arbetstryck 0,5 – 3 MPa. Metoden ger högre reningseffekt än kemisk fällning.
- **Omvänd osmos**
Ger hög reduktion även av mindre oorganiska joner. Arbetstryck 2 – 10 MPa. Metoden används vid mycket höga reningskrav bl.a. för framställning av dricksvatten.

En membranfiltreringsanläggning kan anpassas för vitt skilda krav beträffande reduktion av olika föroreningar och beträffande grad av uppkoncentrering av föroreningarna i koncentratflödet.

Vi har i denna studie valt ultrafiltrering p.g.a. att det bedöms kunna utformas så att det ger rimlig COD-avskiljning, lågt koncentratflöde och låg avskiljning av oorganiska joner. Vår bedömning är att membranteknik har störst användningspotential vid sulfatmassafabriker där koncentratet kan tas in i industningen och förbrännas i sodapannan. Det är då en fördel om koncentratflödet är lågt och med lågt innehåll av oorganiska joner. Andra tänkbara metoder att hantera koncentratet, som t.ex. kemisk fällning och förbränning av det avvattnade slammet, bedöms medföra mycket höga kostnader och har inte utretts vidare i denna rapport.

Behandlingen genom uppkoncentrering i ultrafilter ger en mycket liten ökning av halten oorganiska joner i koncentratet. En mindre mängd joner kan följa med organiskt material (bundna med hjälp av adhesion). Undersökning av mängderna av alla processfrämmande grundämnen (PFG) i aktuellt återvinningssystem krävs för att kunna uttala sig om vilken mängd som kan accepteras i koncentratet. Om mängden av något ämne blir för stor kan det lösas med högre uppkoncentrering, men det kan innebära att mer membran krävs och därmed ökade kostnader.

Om koncentrat leds till industning för vidare förbränning i sodapannan finns risk för ökade kvävehalter och ökade NO_x-utsläpp. Kvävet förekommer i många former och det är svårt att förutsäga effekten för enskilda anläggningar. I några fall har ingen avgörande skillnad i NO_x-utsläpp kunnat uppmätas.

Det tillförs också fosfor till processen om koncentrat leds till industning. Det medför vanligen att en utblödning behövs via kalkcykeln, där mer färskkalk måste tillsättas.

Slutligen finns viss risk för att återföring leder till korrosion och/eller utfällningar i olika delar av processen.

4.2 Dimensionerande utsläpp till nytt reningssteg

Det nya reningssteget utformas för att klara en normalbelastning som är ca 20 % högre än i nuläget för att få viss marginal för framtida ändringar i produktionsprocessen.

Reningsanläggningen dimensioneras hydrauliskt för att kunna hantera ett maximalt timmedelflöde beräknat som 1,2 * bedömt nuvarande maximalt timmedelflöde. Reningseffekten tillåts tillfälligt sjunka vid sådana kortvariga belastningstoppar.

Reningsanläggningen dimensioneras vidare för att med full funktion klara av ett maximalt månadsmedelflöde beräknat som 1,2 * nuvarande max. månadsmedelflöde (med frekvens ca 1 gång/år).

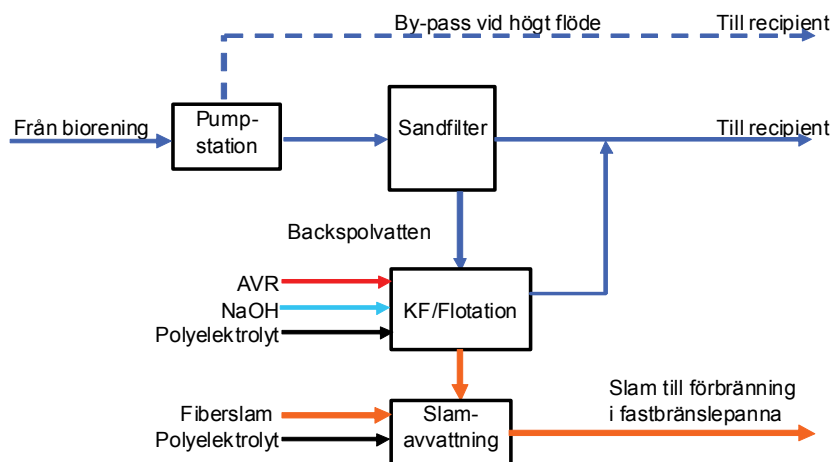
Sandfilteranläggningen har begränsad kapacitet att klara stötutsläpp av SÄ. Det dimensioneras för att med full funktion (ca 5 mg/l SÄ ut) klara av en SÄ-belastning motsvarande genomsnittet för max. månadsmedelutsläpp. Vid kortvariga belastningstoppar därutöver leds en delström förbi filtret vilket innebär att den genomsnittliga reningseffekten räknat som långtidsmedelvärde uppskattas bli av storleksordningen 10 mg/l. Vid max. månadsbelastning uppskattas SÄ-halten i totalavloppet komma att stiga till storleksordningen 20 mg/l (p.g.a. att utsläppet under delar av månaden ligger över månadsmedelvärdet).

4.2.1 Sandfilter

Utgående avloppsvatten från bioreningen pumpas till en sandfilteranläggning. Eventuellt kan polyelektrolyt doseras till avloppsvattnet före filtret för att förbättra flockbildning och SÄ-avskiljning i filtret.

Sandfilter har som nämnts mycket begränsad kapacitet att hantera stora SÄ-utsläpp. Det beror på att den SÄ som avskiljs successivt sätter igen filtret så att den hydrauliska kapaciteten minskar och behovet av rengöring (backspolning) av filtret ökar. Metoden bedöms därför vara mest lämpad att användas för polering av SÄ-utsläppet vid moderata utsläppsnivåer från bioreningen.

Vi har i denna studie förutsatt att syftet med sandfiltret är att ge en rejäl minskning av det genomsnittliga SÄ-utsläppet. Hela avloppsvattenmängden filtreras vid normal drift men vid större utsläppstoppar leds en delström förbi filtret när tryckfallet överskrider ett givet börvärde. Mängden backspolvatten kan därigenom begränsas till ca 7 % av ingående avloppsvattenflöde. Backspolvattnet leds till ett separat förtjockarsteg till vilken doseras AVR, natriumhydroxid och polyelektrolyt. Klarfasen bedöms ha sådan kvalitet att den kan ledas direkt till recipient. Det förtjockade slammet blandas med fiberslam och avvattnas med skruvpress till ca 30 % TS. Slammet antas kunna eldas i en fastbränslepanna. Ett enkelt blockschema visas i **Figur 5**.



Figur 5 Sandfiltrering.

Huvuddata för filteranläggningen sammanfattas i **Tabell 6**.

Tabell 6 Huvuddata för filteranläggning.

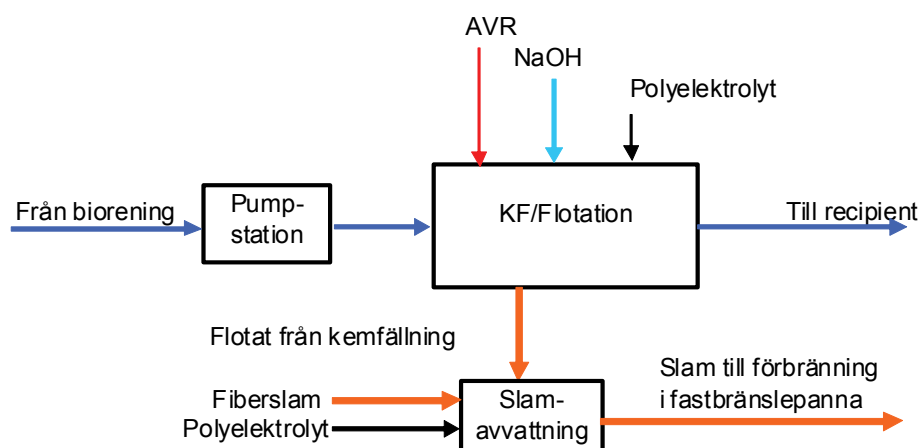
			Gruvön	Kraftliner
Ingående flöde	max. månad = dim process	m ³ /d	62 000	51 000
	max timme = dim hydraul	m ³ /h	3 500	2 900
Ingående SÄ	max. månad = dim	ton/d	4,2	3,6
		mg/l	68	71
Pumpar	Antal	st	2	2
	kapacitet/st	m ³ /h	1 750	1 450
Ytbelastning		m ³ /m ² ,h	10	10
Filterarea	Totalt	m ²	260	210
Backspolning	dim flöde	m ³ /h	180	150
	max. SÄ-mängd	ton/d	3,9	3,4
AVR	Medel	ton/d	1,9	0,6
NaOH	Medel	ton/d	0,4	0,1
Polyelektrolyt	Medel	kg/d	12	10
Flotation	Slambelastning	kg/m ² ,h	10	10
	Area	m ²	26	18
Dispersionsvatten	Dim flöde	m ³ /d	4 300	3 600
Kemslam	TS-mängd dim	ton/d	6,2	4,4
Fiberslam	TS-mängd dim	ton/d	1,2	0,9
Slamtank	Volym	m ³	62	44
Skruvpress	TS-mängd dim	ton/d	7,4	5,2
	TS-mängd medel	ton/d	3,7	1,6
	Polyelektrolyt medel	kg/d	15	7
	TS in dim	%	2	2
	TS ut	%	30	30
	slamvolym ut medel	m ³ /d	12	5
	Elförbrukning		MWh/år	1 900

4.2.2 Kemisk fällning

Utgående avloppsvatten pumpas till kemisk efterfällning. Fällningsmedel tillsätts i form av t.ex. AVR och vid behov tillsätts lut/syra för pH-justering till pH ca 6. Kemikalieflocken byggs upp under långsamomrörning i en flockningskammare varefter polyelektrolyt tillsätts strax före flotationssteget för att öka flockens stabilitet.

Dispensionsvatten, som övermättats med luft via en trycksatt tank, inblandas i flotationskammarens inloppsdel och de mikrobubblor som frigörs för upp kemikalieflocken till flotationskammarens yta. Det renade vattnet dras av från flotationskammarens botten och en delström av detta används för beredning av nytt dispersionsvatten. Kemslemmet bildar ett flotat på vattenytan och förs via skrapverk till en slamficka och pumpas vidare till en slamtank. En mindre mängd fiberslam (ca 20 % av TS-mängden kemslem) tillförs också slamtanken för att underlätta slutavvattningen.

Blandslammet konditioneras med järnsulfat och polyelektrolyt varefter det avvattnas i skruvpress till ca 30 % torrhalt. Slammet antas kunna eldas i en fastbränslepanna. Ett enkelt blockschema visas i **Figur 6**.



Figur 6 Kemisk fällning.

I fällningssteget erhålls både en flockning av finpartikulärt material och en utfällning av lösta föroreningar. Vid låg dos av fällningsmedel är den totala reduktionsgraden måttlig men det sker en förhållandevis effektiv utfällning av organiskt material per kg satsat fällningsmedel. Om dosen ökas så ökar den totala reduktionsgraden, men marginaleffekten per kg satsat fällningsmedel avtar successivt. Vi har i denna studie valt en dos som ger 10 – 15 % lägre reduktion av organiskt material än den maximalt möjliga för att få en rimlig utnyttjandegrad av fällningsmedlet.

Huvuddata för fällningsanläggningen sammanfattas i **Tabell 7**.

Tabell 7 Huvuddata för fällningsanläggning.

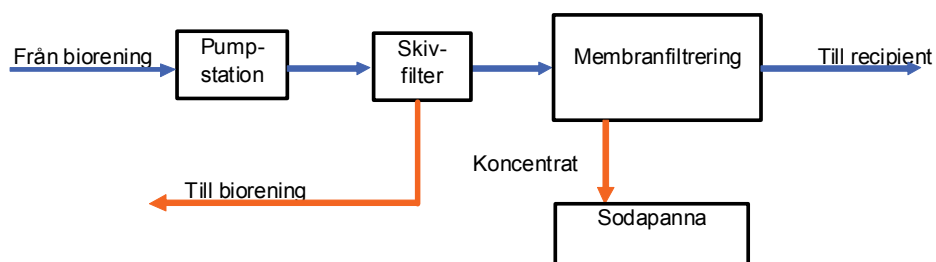
			Gruvön	Kraftliner
Ingående flöde	max. månad = dim process	m ³ /d	62 000	51 000
	max timme = dim hydraul	m ³ /h	3 500	2 900
Ingående SÅ	max. månad = dim	ton/d	4,2	3,6
Ingående COD	max. månad = dim	ton/d	27	12
Pumpar	Antal	st	2	2
	kapacitet/st	m ³ /h	1 750	1 450
AVR	Medel	ton/d	28	9
NaOH	Medel	ton/d	5,6	1,7
Polyelektrolyt	Medel	kg/d	170	140
Flockningskammare	Volym	m ³	430	350
Flotation	ytbelastning (max timme)	m ³ /m ² ,h	10	10
	Area	m ²	350	290
Dispersionsvatten	Dim flöde	m ³ /d	12 000	10 000
Kemslam	TS-mängd dim	ton/d	37	18
Fiberslam	TS-mängd dim	ton/d	7	4
Slamtank	Volym	m ³	370	180
Skruvpress	TS-mängd dim	ton/d	44	22
	TS-mängd medel	ton/d	28	9
	Polyelektrolyt	kg/d	180	90
	TS ut	%	30	30
	slamvolym ut medel	m ³ /d	93	29
Elförbrukning		MWh/år	5 200	4 300

4.2.3 Membranfiltrering

Utgående avloppsvatten från bioreningen filtreras genom skivfilter innan det pumpas till membranfiltrering. Skivfiltrets funktion är att avskilja flockar och fiberfragment som skulle kunna orsaka igensättning av membranfiltret. Det avskilda suspenderade materialet kan återföras till bioreningen eftersom skivfiltret inte är så känslig för om det ingående SÅ-utsläppet skulle öka p.g.a. återföringen.

Det förfiltrerade vattnet pumpas med ca 3 bars tryck till en membranfilteranläggning med cut-off = ca 50 000 Dalton. Val av membranstorlek är en avvägning mellan volymreduktionsfaktor och avskiljningsgrad. Utgående koncentrat från det första steget pumpas med ca 7 bars tryck till ett andra steg för vidare uppkoncentrering, vilket ger total VRF (volymreduktionsfaktor) av storleksordningen 100 – 160 gånger. Det renade vattnet (permeatet) leds till recipient.

Koncentratmängden beräknas uppgå till ca 200 – 600 m³/d innehållande 0,8 – 1,4 % organiskt material. Koncentratet har i denna utredning förutsatts kunna föras till sulfatfabrikens indunstning för slutdestruktion i sodapannan. Dimensionerande flöde motsvarar 0,2 – 0,4 m³ per ton sulfatmassa. För att kunna indunsta koncentratet beräknas stödeldning med olja behövas. Ett enkelt blockschema visas i **Figur 7**. Mängden extra organiskt material som kan hanteras måste närmare utredas i varje enskilt fall.



Figur 7 Membranfiltrering.

Huvuddata för membranfilteranläggningen sammanfattas i **Tabell 8**.

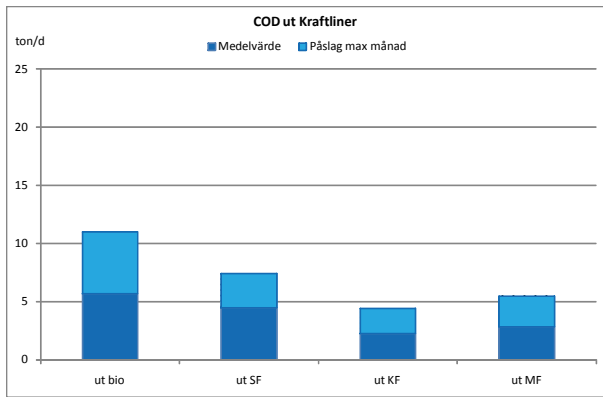
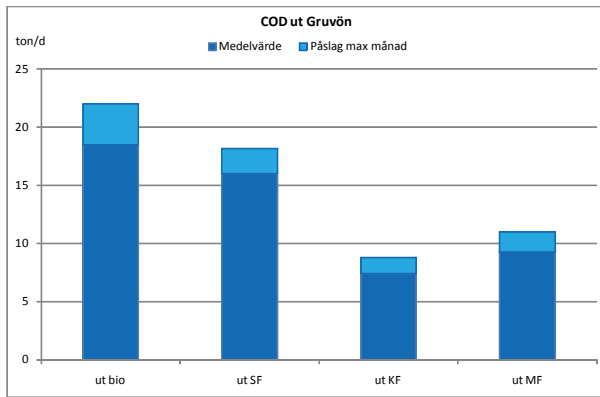
Tabell 8 Huvuddata för membranfilteranläggning.

			Gruvön	Kraftliner
Ingående flöde	max. månad = dim process	m ³ /d	62 000	51 000
	max. timme = dim hydraul	m ³ /h	3 500	2 900
Ingående SÄ	max. månad = dim	ton/d	4,2	3,6
Ingående COD	max. månad = dim	ton/d	27	12
Skivfilter	maskvidd duk	µm	ca 50	ca 50
Pumpar steg 1	Antal	st	2	2
	kapacitet/st	m ³ /h	1 750	1 450
	Arbetsstryck	bar	3	3
Pumpar steg 2	Antal	st	2	2
	kapacitet/st	m ³ /h	1 750	1 450
	Arbetsstryck	bar	7	7
UF	Membranyta	m ²	20 000	16 100
	VRF		100	160
	koncentratflöde dim	m ³ /d	620	320
	koncentratflöde medel	m ³ /d	430	220
	koncentrat org. TS, dim	%	1,3	1,1
	koncentrat org. TS, medel	%	1,3	0,8
NaOH för tvätt	Medel	t/d	2,0	1,6
Tensid för tvätt	Medel	kg/d	50	40
Oljeförbrukning	Till industning, medel	t/d	4	3
Elförbrukning		MWh/år	17 000	15 000

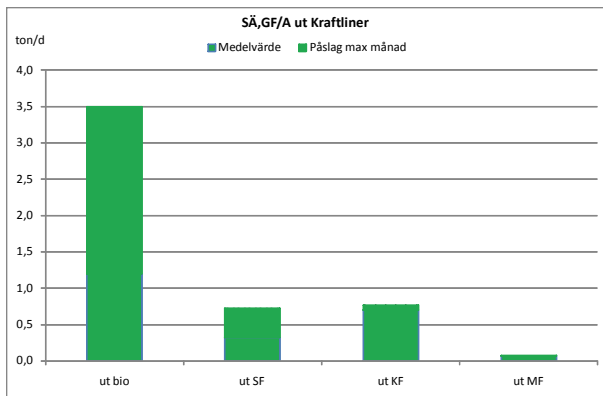
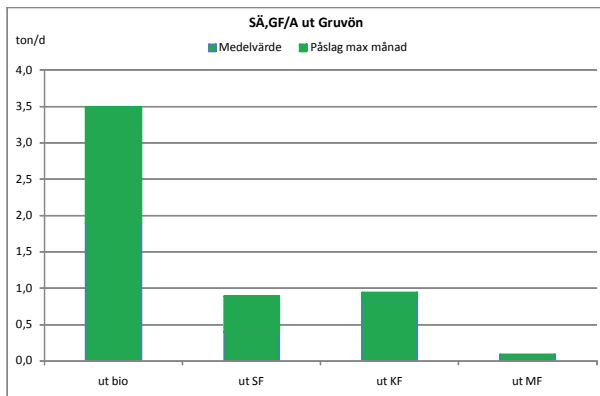
4.3 Utsläpp till recipient

Utsläppet av COD efter olika reningssteg visas i **Figur 8**. Staplarna visar dels långtidsmedelvärden, dels maximala månadsmedelvärden med percentilen 90 % d.v.s. värden som uppträder med frekvensen ca 1 gång per år.

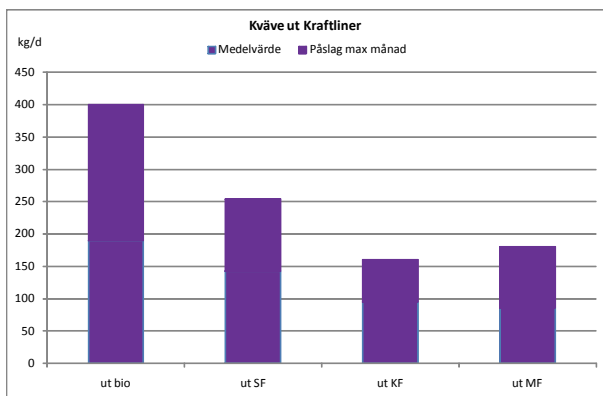
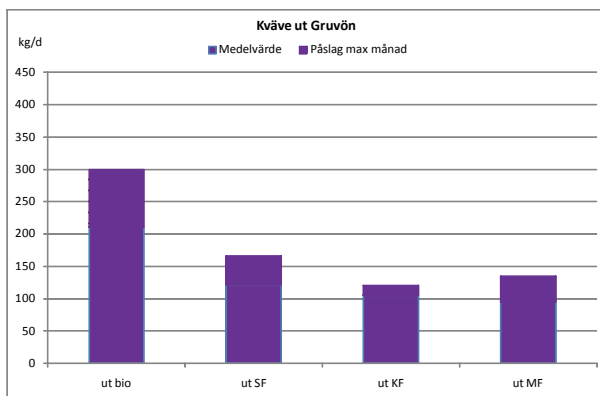
Utsläppen med avseende på SÄ,GF/A, kväve och fosfor visas i **Figur 9**, **Figur 10** respektive **Figur 11**.



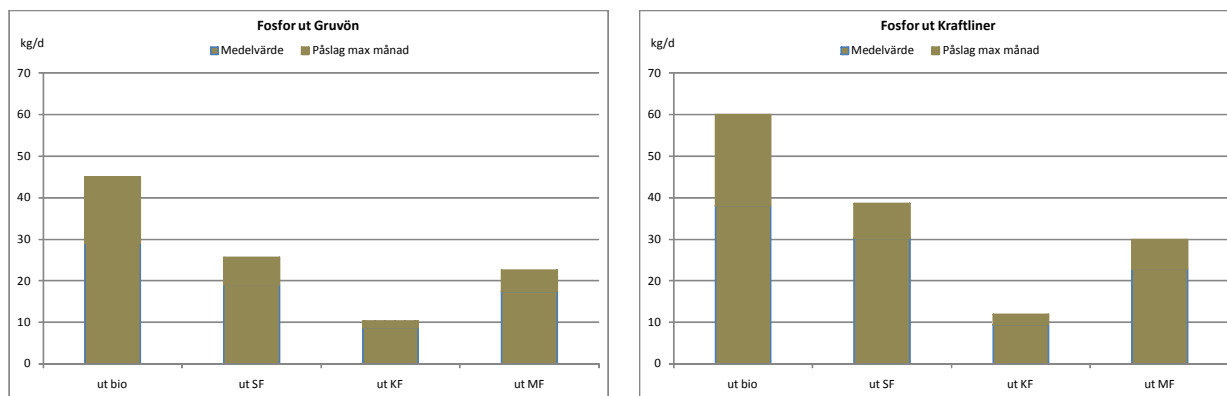
Figur 8 Utgående COD för olika reningsalternativ för Gruvön och Kraftliner.



Figur 9 Utgående SÄ, GF/A för olika reningsalternativ för Gruvön och Kraftliner.



Figur 10 Utgående N-tot för olika reningsalternativ för Gruvön och Kraftliner.



Figur 11 Utgående P-tot för olika reningsalternativ för Gruvön och Kraftliner.

I **Tabell 9** redovisas beräknade emissioner för de olika alternativen. Siffrorna baseras på erfarenheter från olika pilot- och fullskaleförsök, några fullskalanläggningar samt kontakter med leverantörer.

Tabell 9 Sammanfattning av emissionsdata för olika reningsalternativ. Data för COD, SÄ, N, P, AOX, klorat och EDTA är beräknade utifrån ingående långtidsmedelvärden.

		Gruvön					Kraftliner					
		In bio	ut bio	ut efterbehandling			In bio	ut bio	ut efterbehandling			
				SF	KF	MF			SF	KF	MF	
Vattenflöde	m ³ /d	43 000	43 000				35 000	35 000				
COD	kg/d	45 600	18 500	16 000	7 400	9 300	29 000	5 700	4 500	2 300	2 900	
	mg/l		430					160				
SÄ,GF/A	kg/d	3 700	1 900	400	860	<210	2 900	1 200	320	700	<170	
	mg/l		44			<5		34			<5	
Tot-N	kg/d		210	120	110	95	140	190	140	95	86	
	mg/l		4,9					5,5				
Tot-P	kg/d		29	19	9	17	22	38	30	10	23	
	mg/l		0,67					1,1				
AOX	kg/d	220	91	79	36	41						
Klorat	kg/d	3 600	75	75	75	75						
	mg/l		1,7									
EDTA	mg/l						ca 1 000	120	120	120	120	
Extraktiv- ämnen	mg/l		1,3	0,9	0,4	0,4	4,2	0,1	0,07	0,03	0,03	
EGOM	mg/l		0,19	<0,1 ¹⁾	<0,1 ¹⁾	<0,1 ¹⁾	0,34	<0,1 ¹⁾	<0,1 ¹⁾	<0,1 ¹⁾	<0,1 ¹⁾	
Kadmium	µg/l		0,6	0,5	0,5	0,5	0,9	0,6	0,6	0,6	0,6	
Koppar	µg/l		11	11	11	11	12	9,9	9,5	9,5	9,5	
Bly	µg/l		8,2	7,1	7,1	7,1	6,1	3,1	2,7	2,7	2,7	
Krom	µg/l		4,1	3,7	3,7	3,7	2,6	1,5	1,3	1,3	1,3	
Nickel	µg/l		4,8	4,6	4,6	4,6	4,0	3,2	3,0	3,0	3,0	
Zink	µg/l		100	99	99	99	260	240	230	230	230	
Mikrotox Test		Ut bio: Inga signifikanta effekter										
kräftdjur Test alger		Ut bio: Inga signifikanta effekter						Ut bio: Inga signifikanta effekter				
Test zebrafisk		Ut bio: Inga signifikanta effekter, grönalg						Ut bio: Låg tillväxthämning, rödalg				
		Ut bio: Inga signifikanta effekter						Ut bio: Inga signifikanta effekter				

Under analysmetodens detektionsgräns.

4.4 Kostnader

Kostnaderna har tagits fram med hjälp av ÅFs erfarenhetsdata samt vissa budgetanbud och uppgifter från leverantörer.

4.4.1 Filtrering

Investeringskostnaderna för filtrering redovisas i **Tabell 10** för de två fabriker. För sandfiltren har en energieffektiv lösning valts med låg installerad och förbrukad effekt.

Tabell 10 Investeringskostnad för filtrering.

		Gruvön	Kraftliner
Pumpstation	MSEK	1,3	1,1
Sandfilter	MSEK	28	24
Fällning och flotation backspolvatten (inklusive kemikaliedosering)	MSEK	5	4
Slamhantering och slamavvattning	MSEK	2,7	2,3
Byggnad	MSEK	9	8
Rör	MSEK	5,4	5
Följdinvestering el	MSEK	1,6	1,3
Instrument	MSEK	4,2	4,2
Komplettering styrsystem	MSEK	1,0	1,0
Montage	MSEK	1,2	1,0
Teknisk osäkerhet, 20 %	MSEK	12	10,3
Kringutrustning, 10 %	MSEK	7,2	6,2
Projektering, omkostnader, 10 %	MSEK	7,9	6,8
Totalt	MSEK	87	75

Driftkostnader för filtrering redovisas i **Tabell 11**.

Vi har räknat med ett elpris av 40 öre/kWh. Kostnad för ersättning av sand i de kontinuerliga sandfiltren är ca 1 kSEK/år. För slamförbränningen i fastbränslepanna har vi räknat med en kostnad av 300 SEK/ton slam avvattnat till 30 % torrhalt.

Personalkostnaden är schablonmässigt beräknad och lika stor i alla tre metoderna för ytterligare rening.

Vi har antagit att bildat slam vid fällning av backspolvattnet eldas i en fastbränslepanna. Om 25 % av kvävemängden i detta slam omvandlas till NO_x kan nuvarande NO_x-avgift (50 SEK/kg NO_x, räknat som NO₂) ge upphov till en kostnad av storleksordningen 15-20 % av summa övriga driftkostnader. Denna kostnad har inte räknats med i sammanställningen (Tabell 11), dels därför att omvandlingen till NO_x skiljer sig mycket mellan olika fabriker, dels därför att det är en politiskt bestämd avgift, som inte är helt jämförbar med övriga driftkostnader.

Tabell 11 Driftkostnad för filtrering (exklusive NO_x-avgift).

		Gruvön	Kraftliner
AVR	kSEK/år	1 370	430
NaOH	kSEK/år	600	150
Polymer, kemfällning	kSEK/år	170	150
Polymer, slamavvattning	kSEK/år	220	100
Oljebyten (kompressorer) och sand, filter	kSEK/år	5	5
El	kSEK/år	770	600
Slam till förbränning	kSEK/år	1 330	610
Personal	kSEK/år	200	200
Underhåll, 2,5 % av totalinvestering	kSEK/år	2 100	1 900
Totalt	kSEK/år	6 800	4 100

4.4.2 Kemisk fällning med flotation

Investeringskostnaderna för kemisk fällning redovisas i **Tabell 12** för de två fabriker.

Tabell 12 Investeringskostnad för kemisk fällning med flotation.

		Gruvön	Kraftliner
Pumpstation	MSEK	1,5	1,2
Fällning och flotation (inklusive kemikaliedosering)	MSEK	33	24
Slamhantering och slamavvattning	MSEK	10,2	5,2
Byggnad	MSEK	6,0	5,2
Rör	MSEK	4,4	4,0
Följdinvestering el	MSEK	4,3	3,4
Instrument	MSEK	7,7	5,4
Komplettering styrsystem	MSEK	2,0	1,4
Montage	MSEK	2,9	1,8
Teknisk osäkerhet, 20 %	MSEK	14,3	10,3
Kringutrustning, 10 %	MSEK	8,6	6,2
Projektering, omkostnader, 10 %	MSEK	9,4	6,8
Totalt	MSEK	104	75

Driftkostnader för kemisk fällning med flotation redovisas i **Tabell 13**.

Vi har räknat med ett elpris av 40 öre/kWh. För slamförbränningen i fastbränslepanna har vi räknat med en kostnad av 300 SEK/ton slam avvattnat till 30 % torrhalt.

Personalkostnaden är schablonmässigt beräknad och lika stor i alla tre metoderna för ytterligare rening.

Vi har antagit att bildat slam vid kemisk fällning med flotation eldas i en fastbränslepanna. Om 25 % av kvävemängden i detta slam omvandlas till NO_x kan nuvarande NO_x-avgift (50 SEK/kg NO_x, räknat som NO₂) ge upphov till en kostnad som grovt är storleksordningen 5 % av övriga driftkostnader. Denna kostnad har inte räknats med i sammanställningen (Tabell 13), dels därför att omvandlingen till NO_x skiljer sig mycket mellan olika fabriker, dels därför att det är en politiskt bestämd avgift, som inte är helt jämförbar med övriga driftkostnader.

Tabell 13 Driftkostnad för kemisk fällning med flotation (exklusive NO_x-avgift).

		Gruvön	Kraftliner
AVR	kSEK/år	20 000	6 200
NaOH	kSEK/år	8 400	2 600
Polymer, kemfällning	kSEK/år	2 500	2 000
Polymer, slamavvattning	kSEK/år	1 600	500
El	kSEK/år	2 100	1 700
Slam till förbränning	kSEK/år	9 600	3 000
Personal	kSEK/år	200	200
Underhåll, 2,5 % av totalinvestering	kSEK/år	2 600	1 900
Totalt	kSEK/år	47 000	18 000

4.4.3 Membranfiltrering

Investeringskostnaderna för membranfiltrering redovisas i **Tabell 14** för de två fabrikena.

Tabell 14 Investeringskostnad för membranfiltrering.

		Gruvön	Kraftliner
Pumpstation	MSEK	1,5	1,2
Skivfilter	MSEK	3,3	2,8
Membranfiltrering (inklusive pumpsteg, retentat- och koncentrathertering samt tvätt)	MSEK	50	40
Byggnad	MSEK	7	7
Rör	MSEK	4,8	4,4
Följdinvestering el	MSEK	12	10
Instrument	MSEK	3,3	3,3
Komplettering styrsystem	MSEK	1,0	1,0
Montage	MSEK	3,1	2,0
Teknisk osäkerhet, 20 %	MSEK	17	14
Kringutrustning, 10 %	MSEK	10	9
Projektering, omkostnader, 10 %	MSEK	11	10
Totalt	MSEK	124	105

Driftkostnader för membranfiltrering redovisas i **Tabell 15**.

Membranen behöver rengöras med hjälp av natriumhydroxid och tensid. Vi har räknat med ett elpris av 40 öre/kWh. För hantering av koncentratet i indunstningen har vi antagit att stödeldning med olja kan behövas, oljepriset har satts till 3 800 SEK/t. Kostnad ges också för det fall att inköpt bark används för eldning. En kostnad av 170 SEK/MWh har använts vid barkeldning. För extra elgenerering har elpriset också satts till 40 öre/kWh. Energivärdet i koncentratet har satts till 22 MJ/kg TS.

Personalkostnaden är schablonmässigt beräknad och lika stor i alla tre metoderna för ytterligare rening.

Om eldning sker med olja tillkommer en kostnad för utsläppsrätter (koldioxid). Kostnaden är av storleksordningen 3 % av övriga driftkostnader. Dessa kostnader har i likhet med NO_x-avgiften i alternativen med filtrering och kemisk fällning inte räknats med i sammanställningen. Anledningen är att det är politiskt bestämda avgifter, som inte är helt jämförbara med övriga driftkostnader.

Tabell 15 Driftkostnad för membranfiltrering (exklusive kostnad för utsläppsrätter vid oljeeldning).

		Gruvön	Kraftliner
NaOH för rengöring	kSEK/år	3 000	2 400
Tensid för rengöring	kSEK/år	700	600
Byte av membran	kSEK/år	4 900	4 100
El	kSEK/år	6 900	6 000
Olja för ångproduktion till indunstning ^{1) 2)}	kSEK/år	5 500 ¹⁾	3 600 ²⁾
El från producerad ånga	kSEK/år	-60	-30
Personal	kSEK/år	200	200
Underhåll, 2,5 % av totalinvestering	kSEK/år	3 100	2 600
Totalt^{3) 4)}	kSEK/år	24 000³⁾	18 000⁴⁾

Om bark används för ångproduktion blir kostnaden 2 800 kSEK/år för Gruvön

Om bark används för ångproduktion blir kostnaden 1 900 kSEK/år för Kraftliner

Om bark använd för ångproduktion blir totalkostnaden 22 000 kSEK/år för Gruvön

Om bark använd för ångproduktion blir totalkostnaden 18 000 kSEK/år för Kraftliner

5 Recipientbedömningar

I detta delmoment beskrivs de miljöeffekter som nuvarande verksamhet vid de två bruken bedöms ge upphov till. Huvudfokus ligger på närrecipienterna till bruken - Åsfjorden i Väneren och Vargödraget i Bottenviken. Eftersom en betydande del av det följande liksom sammanvägningen längre fram behandlar näringsbelastning i olika system följer inledningsvis en genomgång av problematiken kring effekten av eutrofierande ämnen.

5.1 Effekten av eutrofierande ämnen

Övergödning, eller eutrofiering, beror på förhöjd belastning av näringsämnen. Med näringsämnen i akvatiska system avses i allmänhet främst fosfor och kväve. Genom tillförsel av näringsämnen till ett system så ökar den biologiska produktionen vilket kan ge negativa effekter. Även organiskt kol räknas ibland till eutrofierande ämnen vilket kräver sin förklaring. Kol som substans är sällan ett näringsämne som styr produktionen, organiskt kol är snarare ett resultat av biologisk produktion, och kol som tillförs på andra sätt, exempelvis genom industriutsläpp, kan därmed förstärka effekterna av övergödning.

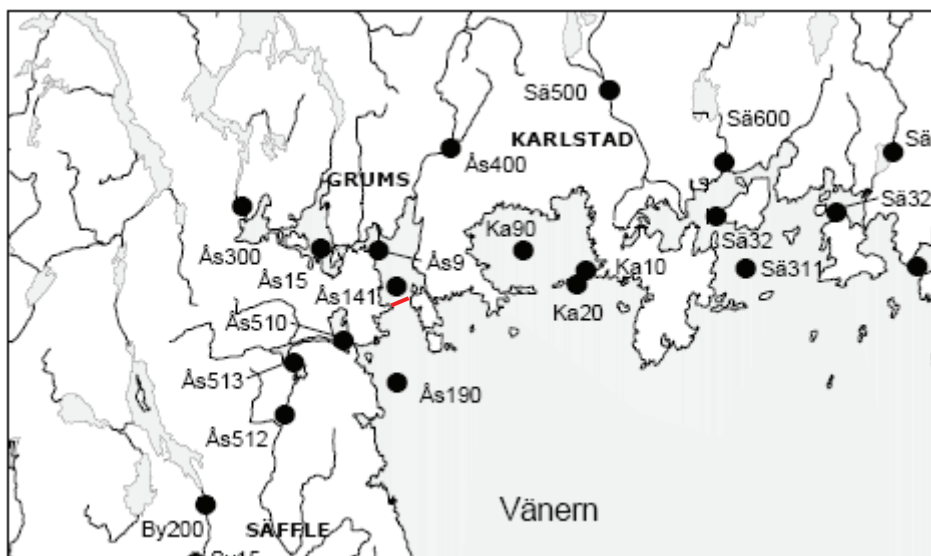
I närheten av industrier och avlopp sedimenterar ofta partikulärt organiskt material från utsläppen och bidrar till syreförbrukning i bottenvatten och sediment, vilket kan orsaka syrebrist och döda botten. Detta förstärks om systemet är näringsrikt (naturligt eller till följd av utsläpp) eftersom den biologiska produktionen av organiskt material då redan är stor. I en sådan recipient är det rimligt att räkna utsläpp av både näringsämnen och organiskt kol (mätt som exempelvis BOD, COD eller TOC) som eutrofierande. I större system - exempelvis hela avrinningsområden eller i Östersjön och Västerhavet - brukar utsläpp av organiskt kol inte räknas som eutrofierande och ingår ej heller i exempelvis Baltic Sea Action Plan.

Produktion av organiskt material är bara ett av flera symptom på övergödning. Andra effekter är exempelvis förändrade ekosystem till följd av att arter anpassade till näringsrika system tränger undan andra arter, att siktdjupet i sjöar och kustområden minskar och att giftiga växtplankton tillväxer ("algbloomingar"). Grundorsaken är att tillförsel av kväve och fosfor resulterar i ökad primärproduktion (produktion i samband med fotosyntes, främst alger och växter). I ett kvävebegränsat system (t ex Kattegatt) kommer primärproduktion att ske så länge det finns tillgängligt kväve, men då kväve tas upp i organismerna så kommer även fosfor att tas upp enligt den så kallade Redfield-kvoten (en typisk kvot mellan kol, kväve och fosfor i organiskt material), dvs. om 7 kg kväve tas upp så tas 1 kg fosfor samtidigt upp. I fosforbegränsade system (exempelvis de flesta sjöar, kustvikar och Östersjön norr om Ålands hav) gäller det omvända, det vill säga att primärproduktion sker så länge det finns tillgänglig fosfor, men samtidigt som fosfor tas upp så konsumeras även kväve i samma proportioner som ovan.

Ett utsläpp som innehåller båda dessa näringsämnen ger därför aldrig en dubbel effekt, utan bör enbart beräknas utifrån endera ämnet. En reningsåtgärd som resulterar i minskade utsläpp av båda ämnena kommer främst att ge en effekt som motsvaras av minskningen av det för primärproduktionen begränsande ämnet. I vissa fall, exempelvis i Östersjön (Baltic Sea Action Plan), har man emellertid av olika skäl kommit överens om att minska utsläppen av både kväve och fosfor, vilket gör att det kan finnas skäl att lägga ihop effekten av dessa ämnen. Huvudmotivet för minskad kvävetillförsel i Östersjön är att Kattegatt anses begränsad av kväve.

5.2 Åsfjorden (Gruvön)

Recipient för Gruvöns avloppsvatten är Åsfjorden, som är en vik i norra Värmlandssjön (**fig. 12**). En tröskel mot Vänern begränsar vattenutbytet med utanförliggande delar av Vänern. I västra delen av fjorden mynnar Borgviksälven via Borgvikssjön, med en medelvattenföring på 10 m³/s och i Åsfjordens norra del mynnar Norsälven med en medelvattenföring på 51 m³/s.



Figur 12 Kartskiss över recipienten, med avgränsning i söder markerad med röd linje. Provtagningsstationer för Norra Vänerns intressenter markerade (modifierat från ALcontrol, 2009). Ås9 samt Ås141 är provtagningsstationer för vattenkemi i recipienten.

5.2.1 Hydrografi

I **Tabell 16** redovisas morfometriska parametrar för Åsfjorden inom den avgränsning som markerats (röd linje) i **Figur 12**. Vågbasen är det största vattendjup som vindgenererade vågor förmår blanda om och sammanfaller i regel med gränsen mellan yt- och bottenvatten och gränsen mellan transportbottnar och ackumulationsbottnar.

Tabell 16 Morfometriska data över Åsfjorden från Grahn et al. (1996) samt beräknad utbyttestid för ytvattnet och andel ackumulationsbottnar enligt Persson (1999). Avgränsningen av recipienten framgår av figur 12.

Area	23,2	km ²
Medeldjup	21	m
Max. djup	54	m
Sektionsarea	38 000	m ²
Volym	0,49	km ³
Vågbasens genomsnittliga läge	23	m
Utbyttestid ytvattnet	6-16	dygn
Andel ackumulationsbottnar	50	%

5.2.2 Vattenkvalitet

I **Tabell 17** sammanfattas några vattenkemiska tillståndsvariabler från recipientkontrollen i Åsfjorden 2003-2008.

Tabell 17 Vattenkemiska parametrar från recipientkontroll i Åsfjorden 2003-2008. Klassificering enligt NV (1999a).

Parameter		Klassificering
Totalfosfor* (µg/l)	11	Låg halt
Totalkväve* (µg/l)	640	Hög halt
Kväve/Fosforkvot*	60	Kväveöverskott
Syrgashalt** (mg/l)	8,5	Syrerikt tillstånd
TOC*** (mg/l)	5,4	Låg halt
Klorofyllhalt**** (µg/l)	4	Måttligt hög halt
Siktdjup* (m)	3,7	Måttligt siktdjup

* sommarvärde maj-oktober

** genomsnittligt årsminimum, lägsta uppmätta 2003-2008 8,0 mg/l

*** årsmedelvärde

**** augustimedelvärde

Recipientförhållandena har klassificerats enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999a) då de reviderade bedömningsgrunderna för sjöar (2007) kräver mycket nya data som ännu inte är tillgängliga. I de flesta avseenden gällande generella parametrar är förhållandena goda (låga till måttliga halter). Undantaget är kväve där den höga halten främst kan kopplas till inflöde av vatten från stor-Vänern där kvävehalterna är jämförbara.

Undersökningar av bottenfauna i Åsfjorden har visat på liten påverkan av närsalter och organiskt material. Däremot finns tecken på att miljögifter i sedimenten, med stor sannolikhet av historiskt ursprung, lett till förhöjd frekvens av missbildade mundelar på fjädermygglarver. För historiskt ursprung talar det faktum att utsläppen av organiskt material från Gruvön har minskat dramatiskt under de senaste decennierna och liksom utsläpp av klorerade ämnen. Vidare har tidigare ytterligare fyra massabruk och en rayonfabrik belastat Åsfjorden.

Belastning av närsalter och TOC till Åsfjorden visas i **Tabell 18**.

Tabell 18 Belastning av närsalter och TOC till Åsfjorden 2003-2008 från älvar och punktkällor. Data från ALcontrol (2008, 2009).

	Fosfor (ton/år)	Kväve (ton/år)	TOC (ton/år)
Borgviksälven	2.8	121	2407
Norsälven	26	978	16399
Gruvön	11	77	2000*
Grums reningsverk	0.5	20	20*

* Beräknat som COD_{Cr} dividerat med 3,5 efter Wilander (1988)

5.2.3 Effekter av utsläpp från Gruvöns Bruk

Den påverkan på ekosystemet som föreligger i Åsfjorden härrör sannolikt i första hand ifrån historisk belastning med ackumulation av fiberrester och organiskt material i sedimenten. En tröskel mot Värmlandssjön gör att syrgasförbrukning under islagd tid kan påverka systemet.

Undersökningar tyder även här på förbättringar med tiden och sannolikt spelar nuvarande utsläpp från verksamheten mindre roll.

Vattenutbytet i Åsfjorden är stort och tillförseln av närsalter och organiskt material domineras av utbyte med stor-Vänern. I den mån exempelvis kvävehalter och klorofyll är förhöjda (måttliga till höga halter) beror det således sannolikt i första hand på förhållanden i Vänern i stort.

Vi har anpassat en fosformodell (Malmaeus et al., 2008) för att undersöka betydelsen av fosforutsläppet från Gruvön. Enligt modellen utgör fosforinflödet från stor-Vänern ca 80 % av det totala inflödet. Vi har även använt ett linjärt samband mellan fosfor och klorofyll för att testa effekten av ytterligare rening i Gruvön på fosfor- och klorofyllhalterna i Åsfjorden. Resultatet av modellsimuleringarna framgår av **Tabell 19**. Delströmmar från fabriken som inte berörs av ytterligare reningsalternativ ingår i modellen som bakgrundsbelastning.

Tabell 19 Simulering av fosforhalt och klorofyllhalt i Åsfjorden baserat på olika reningsalternativ. (SF = sandfilter, KF = kemisk fällning, MF = membranfilter). Fosforutsläppet inkluderar enbart utsläpp från biorening.

	0	SF	KF	MF
Fosforutsläpp (kg/d)	29	19	9	17
Fosfor i recipient (µg/l)*	11,5	11,3	11,1	11,3
Klorofyll i recipient (µg/l)**	4,11	4,08	4,06	4,08

* Juni-Augusti

** Augustivärde

Vi kan konstatera att inget reningsalternativ förändrar den ekologiska bedömningen av miljö kvaliteten i Åsfjorden med avseende på fosfor eller klorofyll. Även simuleringar av organiskt kol i recipienten (Aram Alsadi, opubl.) visar ytterst marginell effekt av ytterligare rening.

5.3 Vargödraget (Kraftliner)

Primärrecipient för Kraftliners avloppsvatten är Vargödraget (**fig. 13**). Vargödraget är en typisk mellanskärgårdsfjärd, väl avgränsad av större öar men med en relativt god öppenhet mot Bottenviken. Väster om Vargödraget mynnar Piteälven vars vatten efter en serie infjärdar blandas in med öppna Bottenvikens vatten i Bondöfjärden. Vargödraget påverkas inte direkt av Piteälven, men älven är den dominerande källan för tillförsel av närsalter och organiskt material till Piteå skärgård. Vargödragets öppna läge medför att vattenkemin i fjärden i första hand bestäms av förhållandena i öppna Bottenviken.

5.3.1 Hydrografi

I **Tabell 20** redovisas morfometriska parametrar för Vargödraget inom den avgränsning som markerats i **Figur 13**.

Tabell 20 Morfometriska data över Vargödraget enligt SMHI (2003) samt beräknad utbytestid för ytvattnet och andel ackumulationsbottnar enligt Persson (1999). Avgränsningen av recipienten framgår av figur 13.

Area	40	km ²
Medeldjup	7	m
Max. djup	21	m
Sektionsarea	29 300	m ²
Volym	0,28	km ³
Vågbasens genomsnittliga läge	10,5	m
Utbytestid ytvattnet	10	dygn
Andel ackumulationsbottnar	33	%

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav (NV, 1999b) placerar Vargödraget i vattenomsättningsklass 1, vilket motsvarar en medelvattenutbytestid på 0-9 dygn. Med en statistisk modell utgående från områdets morfometri (Persson, 1999) kan omsättningstiden beräknas till 10 dygn. Vattnet omsätts således relativt snabbt i Vargödraget. Med den givna vattenvolymen innebär denna omsättningstid att vattenflödet in till (och ut ur) Vargödraget är ca 300 m³/s eller att vattnet från Kraftliner spås ut ca 750 ggr.



Figur 13 Kartskiss över recipienten avgränsad med svarta heldragna linjer. Kraftliners avloppsvatten pumpas via en avloppstub (vitstreckad linje). P250 är provtagningsstation för vattenkemi. E1 är provtagningsstation för sediment och bottenfauna. Modifierad från SBR (2001).

5.3.2 Vattenkvalitet

I **Tabell 21** sammanfattas några vattenkemiska tillståndsvariabler från recipientkontrollen i Vargödraget 2005-2008.

Tabell 21 Vattenkemiska parametrar från recipientkontroll i Vargödraget 2005-2008.

Parameter	
Totalfosfor* ($\mu\text{g/l}$)	6,3
Totalkväve* ($\mu\text{g/l}$)	210
Syrgashalt** (mg/l)	7,8
TOC*** (mg/l)	4,4
Klorofyllhalt* ($\mu\text{g/l}$)	2,5
Siktdjup* (m)	5,9

* sommarvärde juni-augusti

** genomsnittligt årsminimum, lägsta uppmätta 2005-2008 3,5 mg/l

*** årsmedelvärde

Närsalter och siktdjup visar på hög status enligt Naturvårdsverkets reviderade bedömningsgrunder (2007). Den genomsnittliga klorofyllhalten visar däremot på måttlig status. Det rör sig dock knappast om skadligt höga halter utan snarare om en avvikelse från referensvärdet.

Även syrgashalten visar generellt på god status men ett enstaka värde i mars 2008 på 3,5 mg/l ligger nära gränsen för hypoxi (syrehalt < 2 mg/l). Ett enstaka mätvärde är dock inte tillräckligt för att påverka bedömningen. Sedimentundersökningar i området tyder inte heller på syrgasbrist i bottenvattnet (Grahn et al., 2004). Det finns emellertid rester av cellulosa-fibrer som med största sannolikhet härrör från historisk belastning före modern reningsteknik infördes vid massatillverkningen. Påverkan på bottenfauna i form av låga BQI_m-index på vissa lokaler i Vargödraget har sannolikt också en historisk förklaring snarare än en koppling till nuvarande utsläpp. För detta talar det faktum att förhållandena för faunan förbättrats sedan 2005 års undersökning. Undersökningar av fiskfaunans hälsotillstånd och fysiologi har visat på normala förhållanden i Vargödraget (Grahn et al., 2004).

5.3.3 Effekter av utsläpp från Kraftliner

Den påverkan på ekosystemet som föreligger i Vargödraget härrör liksom i Åsforden (se ovan) sannolikt i första hand ifrån historisk belastning med ackumulation av fiberrester och organiskt material i sedimenten. Undersökningar tyder på förbättringar med tiden och sannolikt spelar nuvarande utsläpp från verksamheten mindre roll.

Den enda vattenkvalitetsparameter som visar måttlig status är klorofyllhalten. Det rör sig i praktiken om låga halter som är rimliga i förhållande till halterna av närsalter, men av någon anledning avviker klorofyllhalten från referensvärdet (till skillnad från halterna av kväve och fosfor som ligger nära respektive referensvärde).

Vi har anpassat samma fosformodell som ovan tillämpats för Åsforden för att undersöka betydelsen av fosforutsläppet från Kraftliner. Modellen har även tidigare applicerats i Vargödraget (Malmaeus et al., 2008). Vi har också utgått ifrån ett linjärt samband (Malmaeus et al., 2008) mellan fosforkoncentration och klorofyllhalt för att bedöma huruvida minskade fosforutsläpp från Kraftliner skulle kunna reducera klorofyllkoncentrationen i recipienten. Resultatet av modellsimuleringarna framgår av **Tabell 22**.

Tabell 22 Simulering av fosforhalt och klorofyllhalt i Vargödraget baserat på olika reningsalternativ. (SF = sandfilter, KF = kemisk fällning, MF = membranfilter).

	0	SF	KF	MF
Fosforutsläpp(kg/d)	38	30	10	23
Fosfor i recipient (µg/l)*	6,3	6,0	5,3	5,7
Klorofyll i recipient (µg/l)*	2,5	2,4	2,3	2,4

* Juni-Augusti

Gränsen mellan god och måttlig status ligger för klorofyll vid 2,3 µg/l, vilket enligt modellen innebär att god status skulle uppnås ifall kemisk fällning infördes vid Kraftliner. Osäkerheten är givetvis betydande vad gäller modellresultatet, men den beräknade minskningen i klorofyllhalt i sig är rimlig. Skillnaden i ekologisk status mellan de olika scenarierna är närmast försumbar, och den empiriskt uppskattade klorofyllhalten 2,5 µg/l är knappast problematisk ur ett ekologiskt perspektiv.

Grahn et al. (2004) redovisade en massbalans för organiskt kol (TOC) i Vargödraget och visade att Kraftliner procentuellt stod för ca 12 % av tillförseln. I det perspektivet är det rimligt att förvänta sig att nyttan av de förväntade COD-reduktionerna vid ytterligare reningsalternativ är begränsad sett till recipienten, då redan den nuvarande belastningen tycks acceptabel för ekosystemet.

5.4 Nedströms recipienter

En andel av utsläppen från fabrikena transporteras med tiden tillsammans med vattnet i recipienten vidare nedströms. I olika grad kommer olika substanser att försvinna på vägen. Organiskt material och vissa kväveföreningar bryts ner med tiden, och många substanser fastläggs i sediment och överlagras. Ju längre från fabriken utsläppet kommer desto mera utspädd är det och desto mindre kan den mätbara miljöeffekten antas vara. Detta utesluter emellertid inte att fabrikena bidrar till den sammanlagda miljöpåverkan långt ifrån utsläppspunkterna.

De nedströms recipienter som främst är intressanta för fabrikena i denna studie är Östersjön och Västerhavet samt Väneren. Framför allt Östersjön och Västerhavet är kända för sina miljöproblem som till stor del är kopplade till eutrofiering. Åsfjordens och Vänerens vatten rinner ut via Göta älv till Västerhavet. Beräkningar visar att nära hälften av kvävetillförseln till norra Väneren reduceras genom sedimentation och denitrifikation innan det når Västerhavet (Sonesten et al., 2004). Sannolikt är retentionen av partikelbundet kväve från Gruvön ännu större. På motsvarande sätt når endast omkring hälften av fosfortillförseln i Bottniska viken det övergödningsdrabbade Egentliga Östersjön (Karlsson & Malmaeus, 2006).

5.5 Sammanfattning recipientbedömning

Utifrån de parametrar och undersökningar som redovisats ovan bedöms miljötillståndet vara relativt tillfredsställande i såväl Gruvöns som Kraftliners recipienter. Det föreligger följaktligen knappast något behov i närrecipienterna av ytterligare rening av utsläppen från fabrikena. Det som däremot skulle kunna tala för ytterligare rening är möjligheten att minska den totala belastningen till miljön i allmänhet av de substanser som ingår i de renade avloppsvattnen. Denna möjlighet bör rimligen också ställas mot möjligheten att den sammanlagda miljöpåverkan ökar till följd av uppförande och drift av de nya reningsanläggningarna.

6 Analys av de nya reningsstegens miljöpåverkan

6.1 Mål och omfattning

6.1.1 Analysens syfte

Analysens uppgift är att ställa upp miljöbalansräkningar för de nya reningsstegen. Miljönyttan i form av minskad påverkan i en recipient skall jämföras med miljöbelastningen av att driva reningsstegen.

6.1.2 Systembeskrivning

Såväl fabriken som den nya reningsstegen beskrivs i kapitlet Beskrivning av fabriksalternativen och Dimensionering av nytt reningssteg. Sammanfattningsvis är det två integrerade massafabriker med biologisk rening för vilka två alternativa ytterligare reningssteg efter biologin dimensionerats för vardera fabriken. Den ena fabriken ligger vid en sötvattenrecipient och den andra vid en recipient med bräckt vatten. De båda alternativa ytterligare reningsstegen är kemisk fällning och membranfiltrering. En siffermässig sammanfattning av behandlingsresultaten ges ovan i **Tabell 9** och något modifierat här i **Tabell 23**.

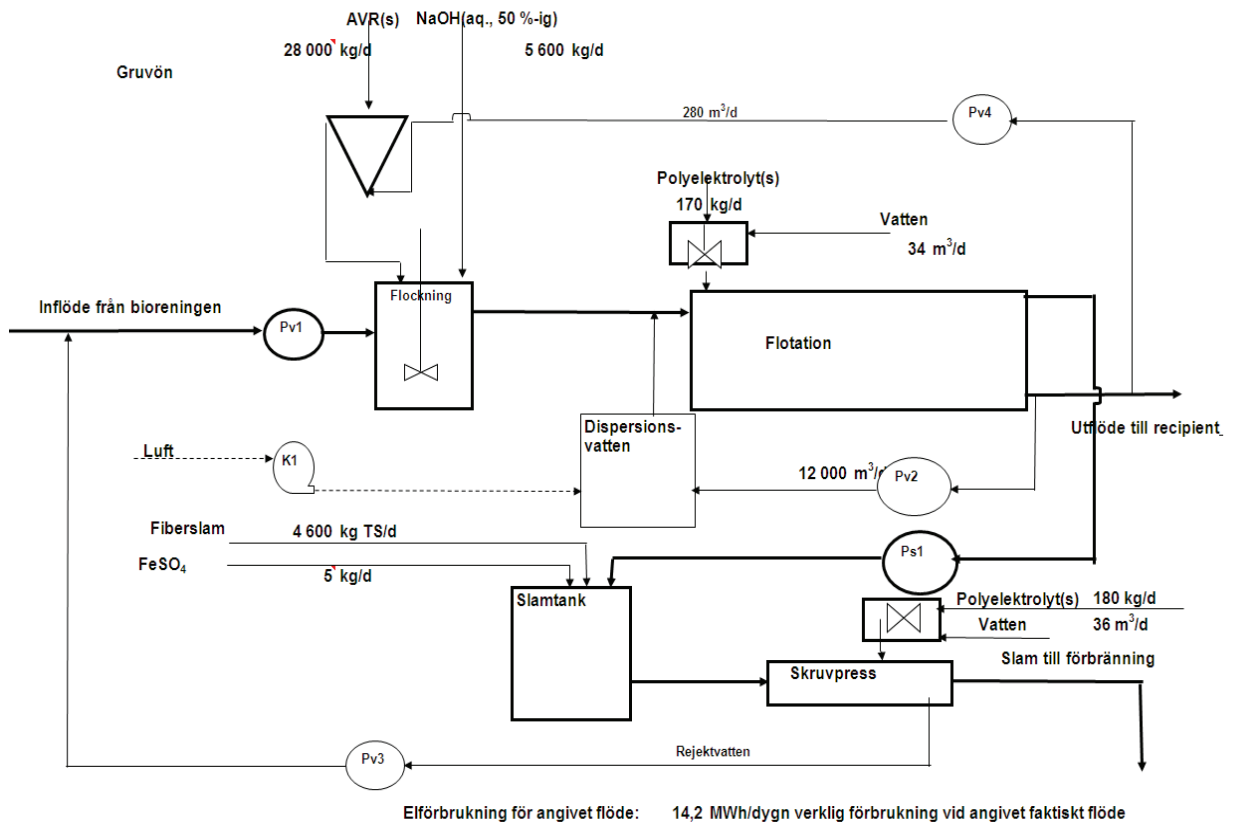
För miljöanalysen förutsätter vi att emissionsparametrarna vid ”ut bio” är de maximalt uppmätta enligt tabellen. Vi förutsätter vidare, att variationerna i dygnsvisa emissioner beror på koncentrationsvariationer och inte på flödesvariationer. För analysen har vi således beräknat koncentrationerna i ingående vatten till de nya reningsstegen utifrån maximala dygnsmängder och medelflöden. Samtidigt antar vi att halterna i de utgående vattnen från de nya reningsstegen är de som anges i **Tabell 23**. Vi har m.a.o. antagit det mest gynnsamma reningsresultatet enligt tabellen.

Tabell 23 Sammanfattning av emissionsdata för olika reningsalternativ. Data för COD, SÄ, N, P, AOX, klorat och EDTA är beräknade utifrån ingående långtidsmedelvärden. Halterna av COD, SÄ, tot-N och tot-P är beräknade från dygnsmängderna vid medelvattenflöde. In bio ligger utanför systemgränsen för analysen.

		Gruvön				Kraftliner			
		In bio	ut bio	ut efter behandling		In bio	ut bio	ut efter behandling	
				KF	MF			KF	MF
Vattenflöde	m ³ /d	43 000	43 000			35 000	35 000		
COD	kg/d	45 600	18 500 ± 5 000	7 400	9 300	29 000	5 700 ± 3 000	2 300	2 900
	mg/l		430 ± 91 ¹⁾				160 ± 86 ¹⁾		
SÄ,GF/A	kg/d	3 700	1 900 ± 1 200	860	<210	2 900	1 200 ± 1 200	700	<170
	mg/l		44 ± 28 ¹⁾		<5		34 ± 34 ¹⁾		<5
Tot-N	kg/d		210 ± 78	110	95	140	190 ± 130	95	86
	mg/l		4,9 ± 1,8 ¹⁾				5,5 ± 3,7 ¹⁾		
Tot-P	kg/d		29 ± 12	9	17	22	38 ± 15	10	23
	mg/l		0,67 ± 0,28 ¹⁾				1,1 ± 0,43 ¹⁾		
AOX	kg/d	220	91	36	41				
Klorat	kg/d	3 600	75	75	75				
	mg/l		1,7						
EDTA	mg/l					ca 1000	120	120	120
Extraktiv- ämnen	mg/l		1,3	0,4	0,4	4,2	0,1	0,03	0,03
EGOM	mg/l		0,19	<0,1	<0,1	0,34	<0,1	<0,1	<0,1
Kadmium	µg/l		0,6	0,5	0,5	0,9	0,6	0,6	0,6
Koppar	µg/l		11	11	11	12	9,9	9,5	9,5
Bly	µg/l		8,2	7,1	7,1	6,1	3,1	2,7	2,7
Krom	µg/l		4,1	3,7	3,7	2,6	1,5	1,3	1,3
Nickel	µg/l		4,8	4,6	4,6	4,0	3,2	3,0	3,0
Zink	µg/l		100	99	99	260	240	230	230

¹⁾ Beräknat för medelvattenflödet.

Miljöanalysen fordrar beräkningar av data utöver dem som anges i delmomentet "Dimensionering av nytt reningssteg", bl.a. beräkning av slamsammansättningar. **Figurena 14a** och **b** med tillhörande **Tabell 24** visar flödesscheman med systemdata för kemfällning som ytterligare reningssteg. **Figurena 15a** och **b** visar på motsvarande sätt flödesscheman för membranfiltrering som ytterligare reningssteg.



Figur 14a Kemfällning av biologiskt behandlat avloppsvatten från Gruvön. Beräkningar baserade på data från delmomentet Dimensionering av nytt reningssteg. Ytterligare data i Tabell 24 nedan. Slamsammansättningen har beräknats med hjälp av materialbalanser. Fibersammansättningen har hämtats från Strömberg (2005).

Tabell 24 Data till Figur 14a. Data förutom flöde avser mängd per m³ inflöde från bioreningen.

Inflöde från bioreningen			Utflöde till recipient		
Flöde	43 000 ± 5000	m ³ /d	Flöde	43 008	m ³ /d
COD	0.521	kg/m ³	COD	0.172	kg/m ³
SÅ (GF/A)	0.0721	kg/m ³	SÅ (GF/A)	0.0200	kg/m ³
AOX	0.00212	kg/m ³	AOX	0.000837	kg/m ³
P-tot	0.000953	kg/m ³	P-tot	0.000209	kg/m ³
N-tot	0.00670	kg/m ³	N-tot	0.00256	kg/m ³
Klorat	0.00174	kg/m ³	Klorat	0.00174	kg/m ³
EDTA		kg/m ³	EDTA		kg/m ³
Extraktivämnen	1.30E-03	kg/m ³	Extraktivämnen	4.00E-04	kg/m ³
EGOM	1.90E-04	kg/m ³	EGOM	5.00E-05	kg/m ³
Kadmium	6.00E-07	kg/m ³	Kadmium	5.00E-07	kg/m ³
Krom	4.10E-06	kg/m ³	Krom	3.70E-06	kg/m ³
Koppar	1.10E-05	kg/m ³	Koppar	1.10E-05	kg/m ³
Nickel	4.80E-06	kg/m ³	Nickel	4.60E-06	kg/m ³
Bly	8.20E-06	kg/m ³	Bly	7.10E-06	kg/m ³
Zink	1.00E-04	kg/m ³	Zink	9.90E-05	kg/m ³

Slamsammansättning, beräknad

Al(OH) ₃	6 638	kg/d	Slam	93	m ³ /d
Fe(OH) ₃	432	kg/d	TS	28 000	kg/d
			Aska	6830	kg/d
			TOC	9 892	kg/d
			N-tot	104 ± 78	kg/d
			P-tot	20 ± 12	kg/d
			Kadmium	0.0056	kg/d
			Koppar	0.0158	kg/d
			Bly	0.1471	kg/d
			Krom	1.4196	kg/d
			Nickel	0.1071	kg/d
			Zink	0.1300	kg/d
			SO ₄ ²⁻	0.21	kg/d

Askhalt i fiberslam, 10 %

Kolhalt i fiberslam. Som cellulosa

Om fiberslammet inte innehåller

kväve, fosfor eller tungmetaller.

Materialbalans inklusive AVR

TOC-beräkning

Organisk TS 18 835 kg/d

Kolhalt i fibrer 50.8% av VS

Kolhalt i övrig org.

TS 53%

Askhaltsberäkning

Askhalt i fiberslam 10%

Askhalt i övrig org. TS 10%

Glödrest Al(OH)₃ 65.36%

Glödrest Fe(OH)₃ 74.71%

Askmängd 2875.74891 kg/d

Askhalt 10.3%

Övrig sammansättning fibrer

N 0.1% av VS

P 0.0062% av VS

Kadmium 0.15 mg/kg TS

Koppar 0.99 mg/kg TS

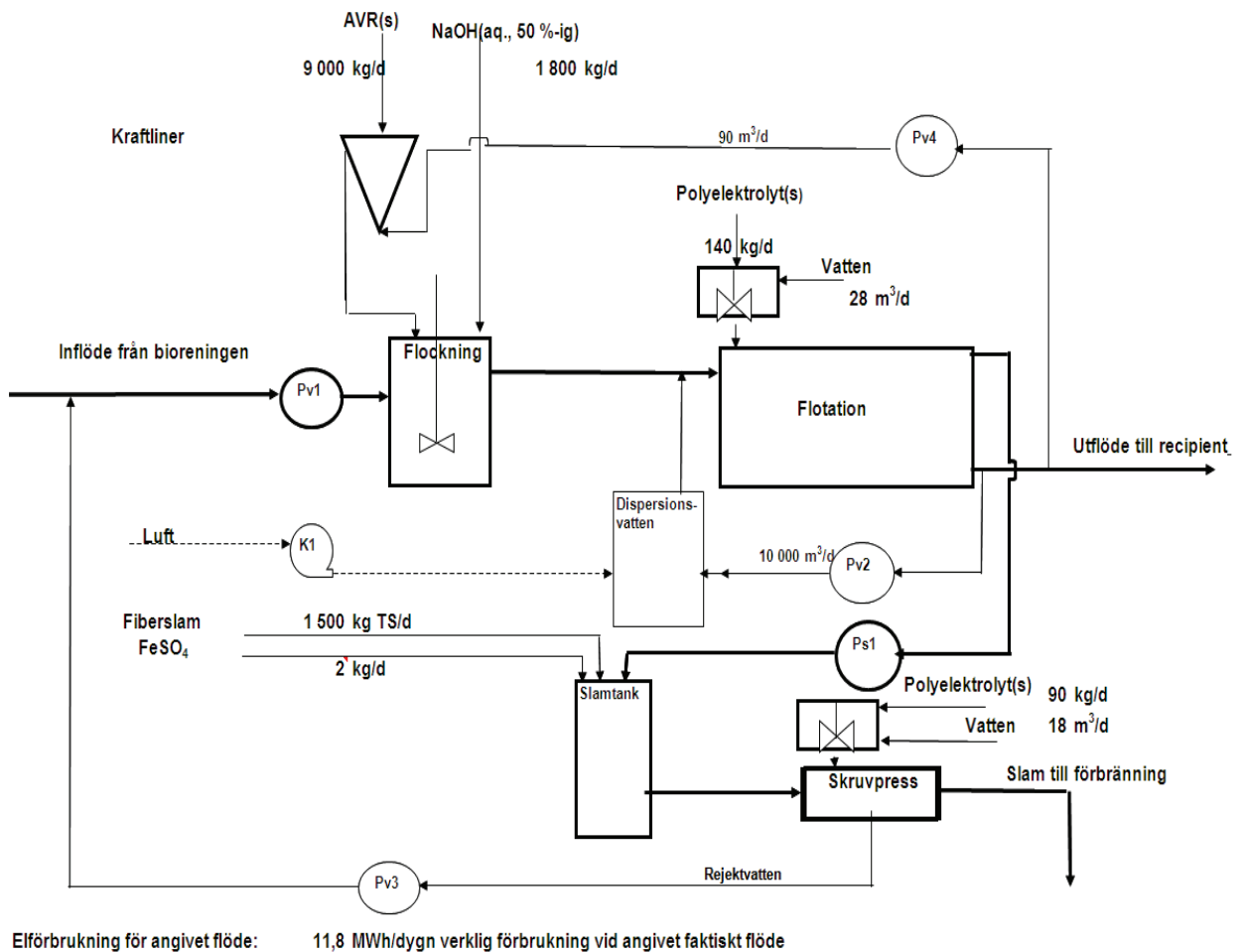
Bly 0.4 mg/kg TS

Krom 0.53 mg/kg TS

Nickel 0.11 mg/kg TS

Zink 11 mg/kg TS

Järn 149 mg/kg TS



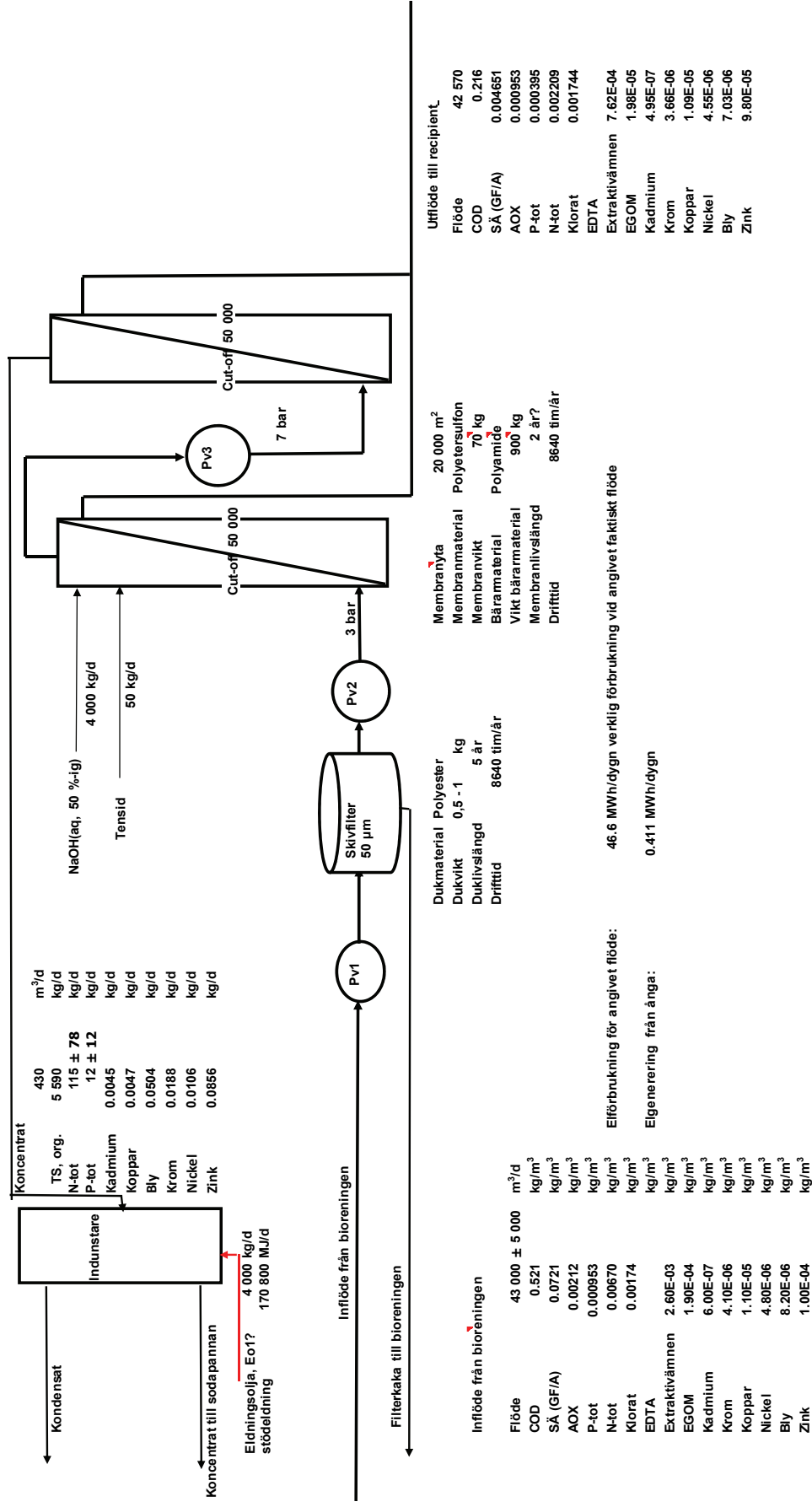
Figur 14b Kemfällning av biologiskt behandlat avloppsvatten från Kraftliner. Beräkningar baserade på data från delmomentet Dimensionering av nytt reningssteg. Ytterligare data i Tabell 25 nedan. Slamsammansättningen har beräknats med hjälp av materialbalanser. Fibersammansättningen har hämtats från Strömberg (2005).

Tabell 25 Data till Figur 14b. Data förutom flöde avser mängd per m³ inflöde från bioreningen.

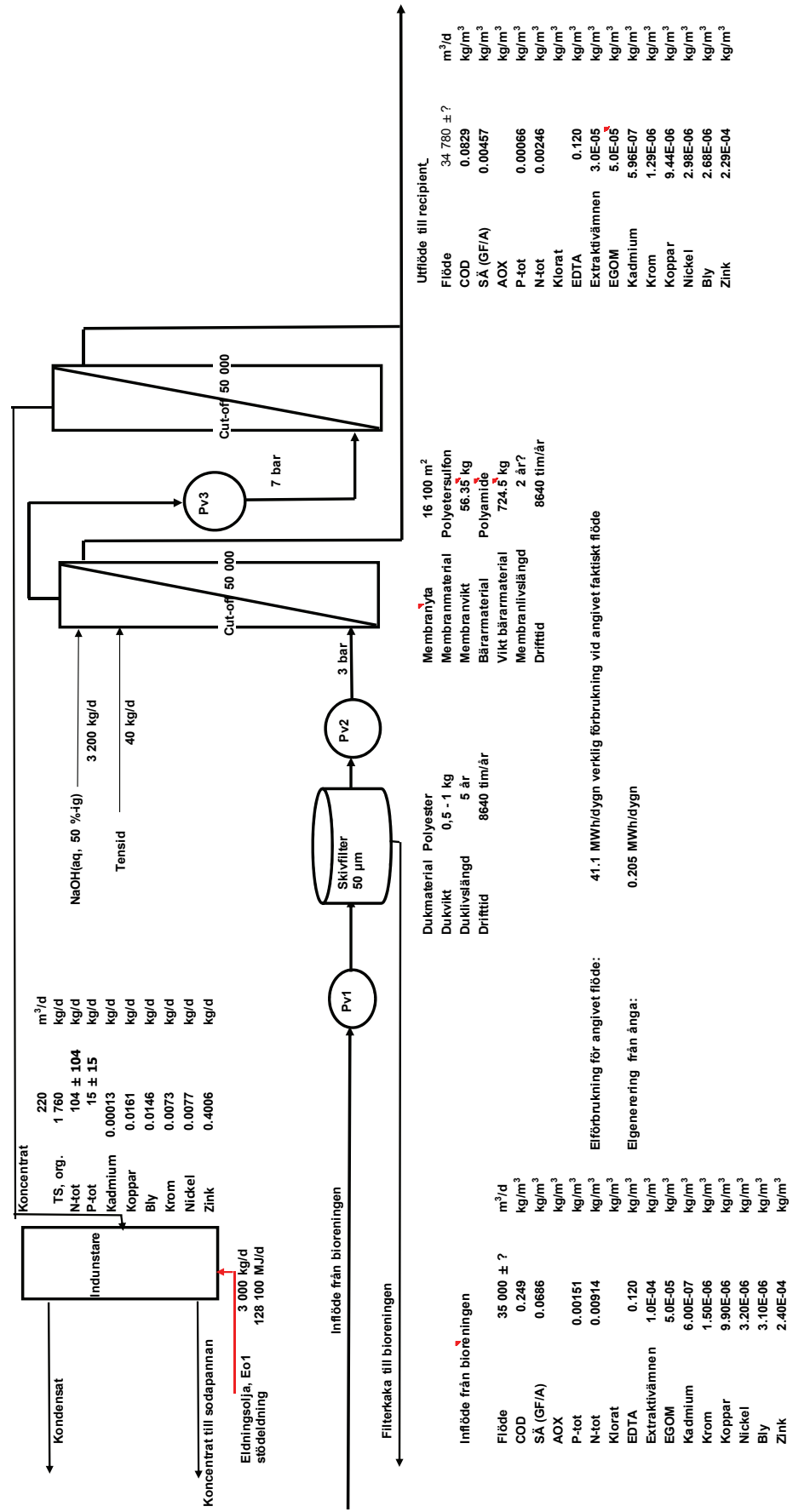
Inflöde från bioreningen			Utflöde till recipient		
Flöde	35 000 ± 4000	m ³ /d	Flöde	35026.9	m ³ /d
COD	0.249	kg/m ³	COD	0.0657	kg/m ³
SÅ (GF/A)	0.0686	kg/m ³	SÅ (GF/A)	0.0200	kg/m ³
AOX		kg/m ³	AOX		kg/m ³
P-tot	0.00151	kg/m ³	P-tot	0.000286	kg/m ³
N-tot	0.00914	kg/m ³	N-tot	0.00271	kg/m ³
Klorat		kg/m ³	Klorat		kg/m ³
EDTA	0.120	kg/m ³	EDTA	0.120	kg/m ³
Extraktivämnen	1.00E-04	kg/m ³	Extraktivämnen	3.00E-05	kg/m ³
EGOM	5.00E-05	kg/m ³	EGOM	5.00E-05	kg/m ³
Kadmium	6.00E-07	kg/m ³	Kadmium	6.00E-07	kg/m ³
Krom	1.50E-06	kg/m ³	Krom	1.30E-06	kg/m ³
Koppar	9.90E-06	kg/m ³	Koppar	9.50E-06	kg/m ³
Nickel	3.20E-06	kg/m ³	Nickel	3.00E-06	kg/m ³
Bly	3.10E-06	kg/m ³	Bly	2.70E-06	kg/m ³
Zink	2.40E-04	kg/m ³	Zink	2.30E-04	kg/m ³

Slamsammansättning, beräknad

Al(OH) ₃	2 134	kg/d	Slam	29	m ³ /d
Fe(OH) ₃	139	kg/d	TS	9 000	kg/d
			Aska	2271	kg/d
			TOC	3 179	kg/d
Askhalt i fiberslam, 10 %			N-tot	95 ± 95	kg/d
Kolhalt i fiberslam. Som cellulosa			P-tot	28 ± 15	kg/d
Om fiberslammet inte innehåller			Kadmium	0.0004	kg/d
kväve, fosfor eller tungmetaller.			Koppar	0.0191	kg/d
Materialbalans inklusive AVR			Bly	0.0461	kg/d
			Krom	0.4578	kg/d
Askhaltsberäkning			Nickel	0.0387	kg/d
Askhalt i fiberslam	10%		Zink	0.3782	kg/d
Askhalt i övrig org. TS	10%		SO ₄ ²⁻	0.086	kg/d
Glödrest Al(OH) ₃	65.36%				
Glödrest Fe(OH) ₃	74.71%				
Askmängd	2270.606906	kg/d			
Askhalt	25.2%				
TOC-beräkning					
Organisk TS	6 054	kg/d			
Kolhalt i fibrer	50.8%	av VS			
Kolhalt i övrig org. TS	53%				
Övrig sammansättning fibrer					
N	0.1%	av VS			
P	0.0062%	av VS			
Kadmium	0.15	mg/kg TS			
Koppar	0.99	mg/kg TS			
Bly	0.4	mg/kg TS			
Krom	0.53	mg/kg TS			
Nickel	0.11	mg/kg TS			
Zink	11	mg/kg TS			
Järn	149	mg/kg TS			



Figur 15a Membranfiltrering av biologiskt behandlat avloppsvatten från Gruvön. Beräkningar baserade på data från delmomentet Dimensionering av nytt reningssteg. Slamsammansättningen har beräknats med hjälp av materialbalanser.



Figur 15b Membranfiltrering av biologiskt behandlat avloppsvatten från Kraftliner. Beräkningar baserade på data från delmomentet Dimensionering av nytt reningssteg. Slamsammansättningen har beräknats med hjälp av materialbalanset.

Driftdata för de fyra reningsalternativen för normaldrift sammanfattas i Tabell 26. Tabellen visar förväntade driftdata vid en genomsnittlig driftsituation. Dessa data kan avvika från de dimensionerande flödena.

Tabell 26 Förväntade genomsnittliga (ej dimensionerande) driftflöden för de fyra ytterligare reningsalternativen. Alla uppgifter per m³ behandlat vatten från bioreningen.

	Enhet /m ³	Gruvön		Kraftliner	
		Kemfällning	Membranfiltrering	Kemfällning	Membranfiltrering
El	kWh	0,331	1,07 ¹⁾	0,337	1,17 ²⁾
Termisk energi	kWh	-	1,10	-	1,02
AVR	kg	0,651	-	0,257	-
Natriumhydroxid, som 100 %	kg	0,0651	0,0465	0,0257	0,0457
Polyelektrolyt	kg	0,00814	-	0,00657	-
Järn(II)sulfat	kg	$2,13 \cdot 10^{-4}$	-	$1,05 \cdot 10^{-4}$	-
Tensider	kg	-	0,00116	-	0,00114
Fiberslam, som TS	kg	0,107	-	0,0429	-
Membran, aktivt skikt	kg	-	$2,26 \cdot 10^{-6}$	-	$2,37 \cdot 10^{-6}$
Membran, bärrmaterial	kg	-	$2,91 \cdot 10^{-5}$	-	$2,88 \cdot 10^{-5}$
Slam till förbränning, som TS	kg	0,651	-	0,257	-

¹⁾ Netto efter avdrag av 0,0096 kWh/m³ för elgenerering från ånga.

²⁾ Netto efter avdrag av 0,0059 kWh/m³ för elgenerering från ånga.

6.1.3 Systemgränser

De analyserade systemen avgränsas uppströms av det inkommande vattnet från bioreningen och nedströms av recipienten för det behandlade vattnet. Fabriken och dess biorening omfattas inte. Eventuella effekter i sodapannan av indunstat koncentrat från membranfiltreringen har vi inte kunnat beakta. Däremot ingår effekter i recipienten i systemanalyserna.

Sidoströmmarna, dvs. tillhandahållande av energi och kemikalier, följs bakåt till sina ursprung i naturresurser, dvs. miljöeffekterna av framställning och transport till reningsanläggningarna beaktas. Behandling av bildat slam från kemfällning ingår. Slambehandlingen är förbränning. Slamförbränningen följs t.o.m. miljöeffekterna av deponering av askan. Koncentrat från membranfiltrering följs t.o.m. indunstning. Miljöeffekterna av förbränning av indunstningskoncentratet i sodapannan har inte kunnat beaktas.

Tillverkning av utrustning och uppförande av anläggningarna har försumrats. Miljöpåverkan från dessa aktiviteter är i regel små jämfört med påverkan från förbrukningsvaror och energi. Tillverkning av membran har dock beaktats, eftersom membranerna snarast är förbrukningsmaterial.

6.1.4 Geografisk avgränsning

Fabrikerna är belägna i Sverige, Gruvön vid Väneren och Kraftliner vid Bottenviken. För fabrikenas elförsörjning har vi ansatt Nordisk genomsnittsel som mest representativ. Fällningskemikalien AVR tillverkas i Helsingborg. För övriga kemikalier antar vi att de produceras någonstans i Europa. Transportavståndet från leverantörer till fabriken har vi schablonmässigt satt till 500 km vägtransport. Transporter i tillverkningskedjan till fabriksgrind för kemikalier och

förbrukningsmaterial ingår i de inventeringsdata för dessa som kan hämtas ur databaser eller i fallet AVR från tillverkaren.

6.1.5 Tidsmässiga avgränsningar

Analysen ska vara tillämplig på dagens situation. Data för vattenkvalitén efter biorening liksom data för vattenreningsteknikerna återspeglar dagens teknik. Data för miljöpåverkan från framställning av kemikalier och generering av el motsvarar tekniknivån ca. år 2000. Dessa data kommer i regel från databaser. Sammansättningen av elen är dock från 2008.

För miljöpåverkan begränsar vi analysen till den s.k. överblickbara tiden, vilken definieras som 100 år. För påverkanskategorierna toxicitet räknas dock potentialen för oändlig tid. Långtidsemissioner, dvs. emissioner från deponier under längre tid än 100 år, beaktas inte.

6.1.6 Valda miljöpåverkanskategorier

För att beskriva miljöeffekterna har vi i första hand valt påverkanskategorier som medger värdering m.h.a. normalisering, detta för att kunna väga olika påverkanskategorier mot varandra (se metodikavsnittet). Dessa påverkanskategorier är:

- Övergödningspotential
- Ekotoxicitetspotential sötvatten
- Ekotoxicitetspotential havsvatten
- Ekotoxicitetspotential mark
- Humantoxicitetspotential
- Klimatpåverkanspotential
- Ozonskiktet, utarmningspotential
- Försurningspotential
- Fotokemisk oxidationspotential (bildning av marknära ozon)
- Abiotisk resursanvändning

6.1.7 Funktionell enhet

Som funktionell enhet, dvs. räknas för analysen, väljer vi 1 m³ vatten ut från den befintliga bioreningen på vardera fabriken.

6.2 Metodik

6.2.1 Generellt

Analysen görs enligt metodiken för livscykelanalys (LCA) enligt ISO 14044 (SS, 2006). Alla inflöden till och utflöden från systemet, så som det beskrivs och avgränsas i föregående delmoment, inventeras kvantitativt så långt detta är praktiskt möjligt. Alla flöden hänförs till den funktionella enheten. Det innebär att inventeringen inte har någon tidsskala. Vi betraktar den genomsnittliga effekten av att behandla 1 m³ vatten i reningsanläggningarna under de givna förutsättningarna. De

olika flödena klassificeras sedan, dvs. hänförs till påverkanskategorier, såsom emissioner med klimatpåverkanspotential, uttag av naturresurser osv.

6.2.2 Kvantifiering av påverkanskategorier, normalisering

Kvantifiering av påverkanskategorier görs genom att alla flöden inom varje kategori räknas om till en gemensam skala genom multiplikation med naturvetenskapligt baserade karakteriseringsfaktorer. Dessa räknar om massflöden till påverkanskvivalenter, t.ex. koldioxidekvivalenter för emissioner med klimatpåverkan. Inom varje kategori kan sedan alla flöden adderas till ett måttal.

Nästa steg, som inte är obligatoriskt enligt LCA-standarden men nödvändigt för denna studies syfte, är att normalisera måttalen för påverkanskategorierna mot något referensvärde, som kan vara faktisk eller eftersträvd påverkan per person och år för en viss region. Det leder till att alla måttal räknas om till skalan årspersonekvivalenter, vilket ger en möjlighet att bedöma den relativa betydelsen av varje påverkanskategori.

Tabell 27 Påverkanskategorier med normaliseringsreferenser enligt CML(2007) och Erlandsson (2003).

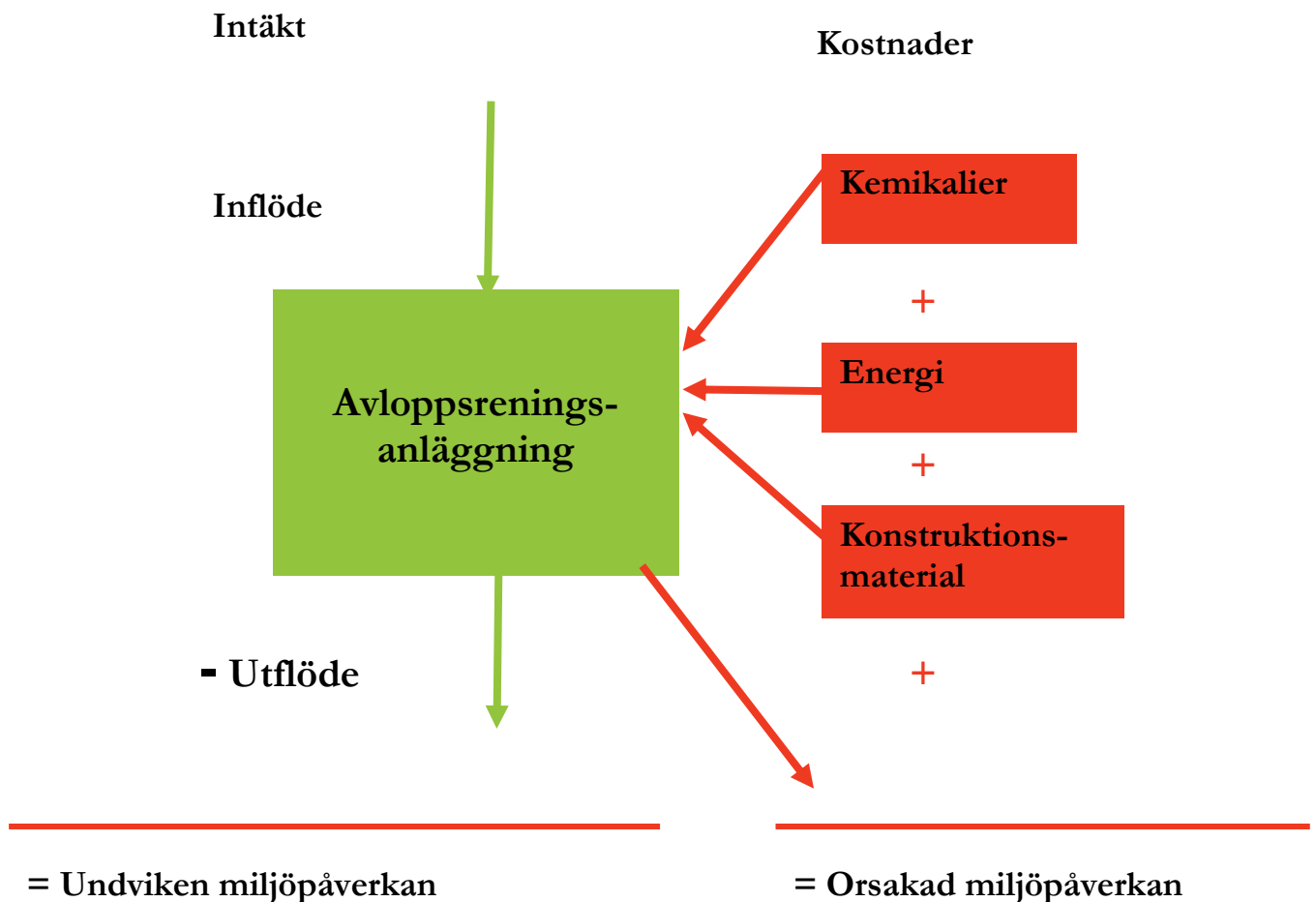
Påverkanskategori med Måttal	Normaliseringsreferens CML		Normaliseringsreferens enligt Erlandsson	
	/person·år	Bedömningsgrund	/person·år	Bedömningsgrund
Övergödningspotential kg PO ₄ ³⁻ - ekv.	38,4	Årligt utsläpp per person, Västeuropa 1995	39 kg NO ₃ ⁻ -ekv. => 3,80 kg PO ₄ ³⁻ -ekv.	Politiskt förankrat långsiktigt accepterat utsläpp
Ekotoxicitetspotential sötvatten, kg DCB-ekv. ¹⁾	1 550	-----"-----		Acceptabel koncentration av den substans som först när PEC/PNEC = 1, omräknat till ett totalt europeiskt flöde per år.
Ekotoxicitetspotential havsvatten, kg DCB-ekv. ¹⁾	3,49 · 10 ⁵	-----"-----	1 årspersonekv.	
Ekotoxicitetspotential mark, kg DCB-ekv. ¹⁾	146	-----"-----		Acceptabel konc. av bensen (vid en risk på 10 ⁻⁵), omräknat till ett totalt europeiskt flöde per år.
Humantoxicitetspotential, oändlig tid, kg DCB-ekv. ¹⁾	2,33 · 10 ⁴	-----"-----	1 634	I Sverige politiskt förankrat långsiktigt acceptabel koncentration av växthusgaser
Klimatpåverkanspotential, 100 års sikt, kg CO ₂ -ekv.	1,46 · 10 ⁴	-----"-----	4 500	
Ozonskiktet, utarmningspotential, kg CFC11-ekv.	0,256	-----"-----	2,7 · 10 ⁻⁷	Politiskt förankrat avvecklingsplan Politiskt förankrat långsiktigt acceptabelt utsläpp av försurande ämnen
Försurningspotential, kg SO ₂ -ekv.	84,2	-----"-----	29	
Fotokemisk oxidationspotential, kg C ₂ H ₄ -ekv.	25,4	-----"-----	1 150 ppb·h·km ² O ₃ => 22,1 kg C ₂ H ₄ -ekv., medelvärde Sverige	Politiskt förankrat långsiktigt acceptabelt utsläpp av ozonbildande ämnen
Abiotisk resursanvändning, kg Sb-ekv. ²⁾	32,6	-----"-----	Ingen uppgift	

1) DCB-ekv. = 1,4-diklorbensenekvivalenter. 2) Sb-ekv. = antimonekvivalenter.

För denna studie har vi valt karaktäriseringsfaktorer enligt CML (2007). **Tabell 27** visar påverkanskategorierna med mätetal samt två uppsättningar normaliseringsreferenser.

Mätetalen för påverkanskategorierna beräknat enligt CML är den maximalt potentiella effekten av en viss emission. För exempelvis övergödning adderar man för ett utsläpp bidrag från syretärande föreningar, kväveföreningar och fosforföreningar. Den faktiskt realiserade effekten i en viss recipient kan bli annorlunda, beroende vad det är som begränsar övergödningen i just den recipienten.

Resultatet av en normalisering kan alltså variera kraftigt vad gäller olika påverkanskategoriernas relativa betydelse, beroende på vilken region man betraktar eller vilka politiska mål man sätter upp för olika typer av miljöpåverkan. Normalisering enligt Erlandsson (2003) är det mest relevanta för denna studiens syfte, men det fordrar en annan typ av ekotoxberäkning än enligt CML:s (2007) karaktärisering. Dessutom finns ingen värdering av resursanvändning i Erlandssons system. För att uppfylla studiens syfte behöver vi vid miljöbalansräkningen ta hänsyn till dessa båda faktorer.



Figur 16 Miljöbalans över en reningsanläggning.

6.2.3 Miljöbalansräkning för en reningsprocess

Principen för en miljöbalansräkning på en reningsanläggning visas i **Figur 16**.

Beräkningen är i princip enkel. En vattenreningsanläggning avlägsnar vattenburna emissioner och undviker därigenom miljöpåverkan i recipienten. Undviken miljöpåverkan är i regel övergödning och ekotoxicitet. För byggande och drift fordrar reningsanläggningen konstruktionsmaterial, kemikalier och energi. Det bildas avfall i form av slam som måste tas om hand. Allt detta orsakar miljöpåverkan. Den orsakade miljöpåverkan består i regel av alla tänkbara former av påverkan, inklusive alla de kategorier som räknas upp i **Tabell 27**. En avvägning av undviken miljöpåverkan mot orsakad miljöpåverkan fordrar alltså någon typ av värdering och prioritering av olika typer av miljöpåverkan. Normalisering av mätetalen för påverkanskategorier är ett sätt att göra detta.

6.2.4 Beräkningsmetodik

Beräkningar av mass- och energiflöden i reningssystemen samt beräkningar och klassificering av flöden och beräkningar av mätetal för påverkanskategorier görs med en av de programvaror som utvecklats speciellt för livscykelanalyser. Vi använder programvaran GaBi 4.2 (ref. GaBi 4.2). Programvaran har ett grafiskt gränssnitt, där systemdata kan läggas in i form av en modul för varje process. Modulerna kopplas ihop med flöden till system. Programvaran beräknar storleken av alla mass- och energiflöden relaterat till den valda funktionella enheten. Processinventeringar sparas i GaBi i form av relationsdatabaser. Till GaBi kan man också ansluta databaser med färdiga inventeringar för olika bakgrundsprocesser, t.ex. elgenerering av olika slag. Dessa data ligger i form av färdiga moduler.

6.3 Inventering

6.3.1 Reningsprocesserna – Kärnprocesserna

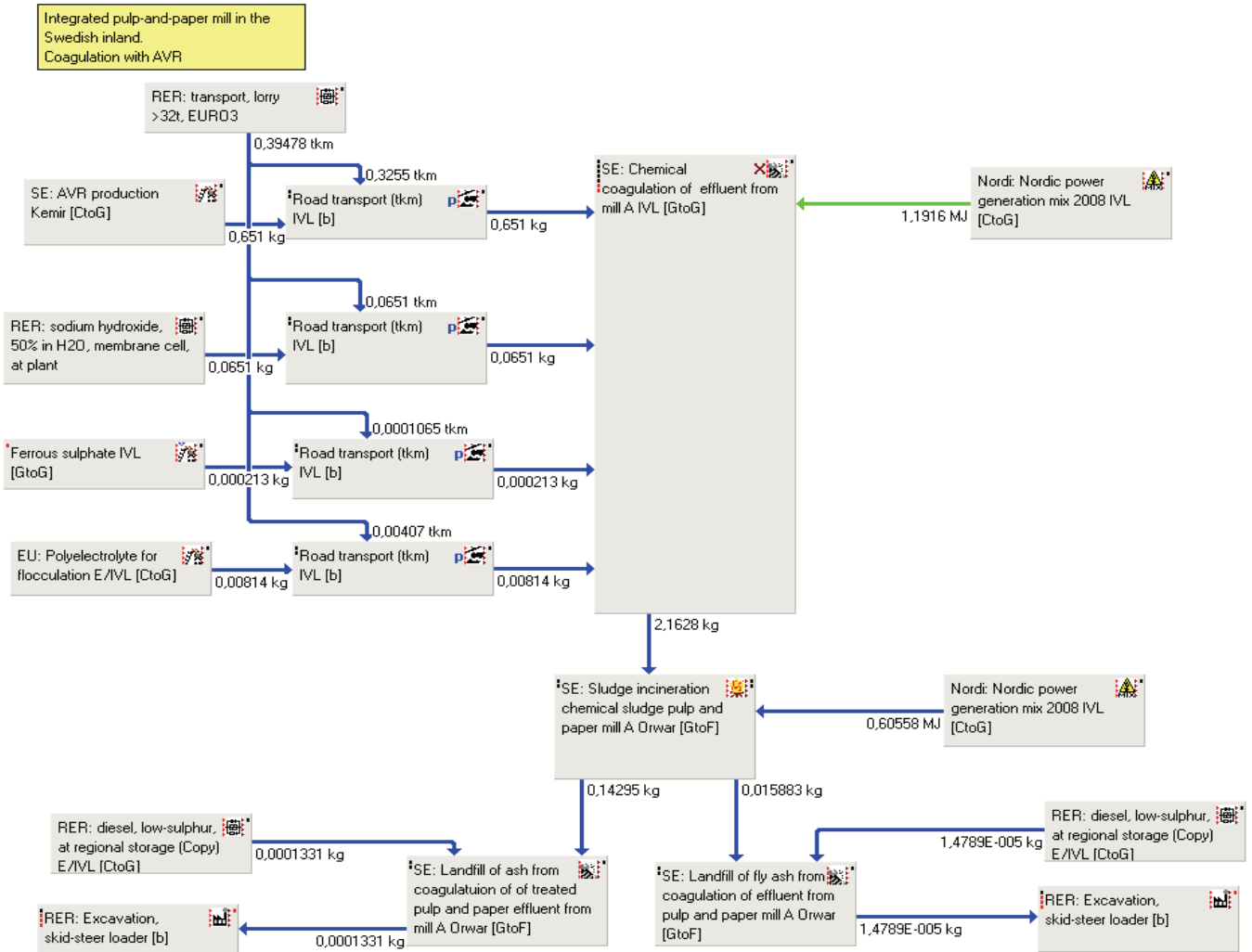
Systembeskrivningens data för reningsprocesserna har lagts in som moduler i GaBi. Varje reningsprocess fr.o.m. vatteninlopp t.o.m. slamförtjockning resp. indunstning har sammanfattats i en modul. Ingående kemikalie- och energiflöden har kopplats till moduler som beskriver miljöpåverkan för att tillhandahålla dessa nyttigheter. Utgående slamflöde har kopplats till moduler som modellerar miljöpåverkan av att bränna slammet och deponera bottenaska och flygaska.

Figurena 17a och **b** visar flödesscheman från GaBi för kemfällningen vid Gruvön resp.

Kraftliner. **Figurena 18a** och **b** visar flödesschemana för membranfiltreringsfallen.

Chemical coagulation of a biologically treated wastewater from pulp-and-paper mill A

GaBi 4 process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.

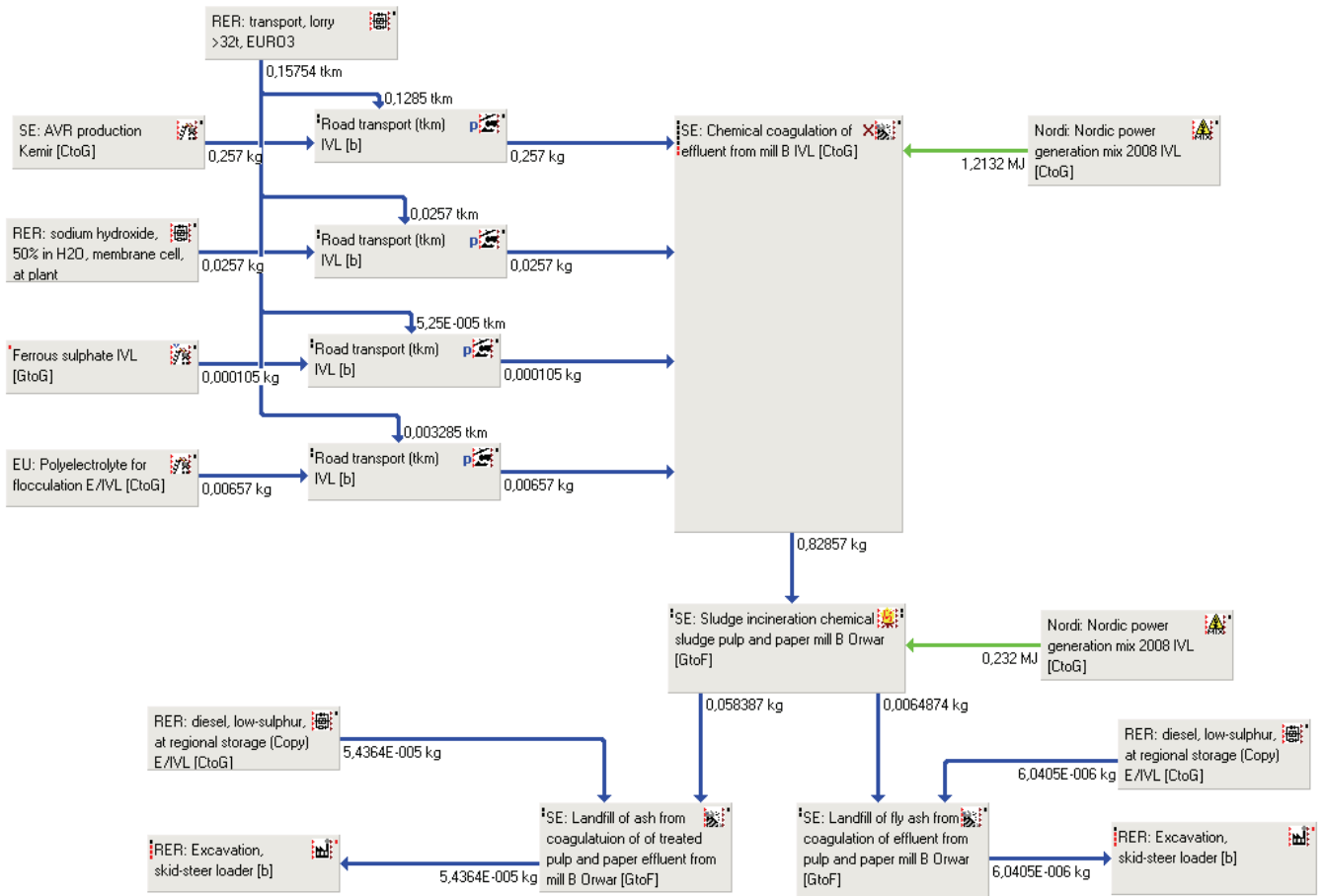


Figur 17a GaBi modell av kemfällning av avloppet från Gruvön. Alla data per m³ vatten till behandling.

Chemical coagulation of a biologically treated wastewater from pulp-and-paper mill B

GaBi 4 process plan: Reference quantities
The names of the basic processes quantities are shown.

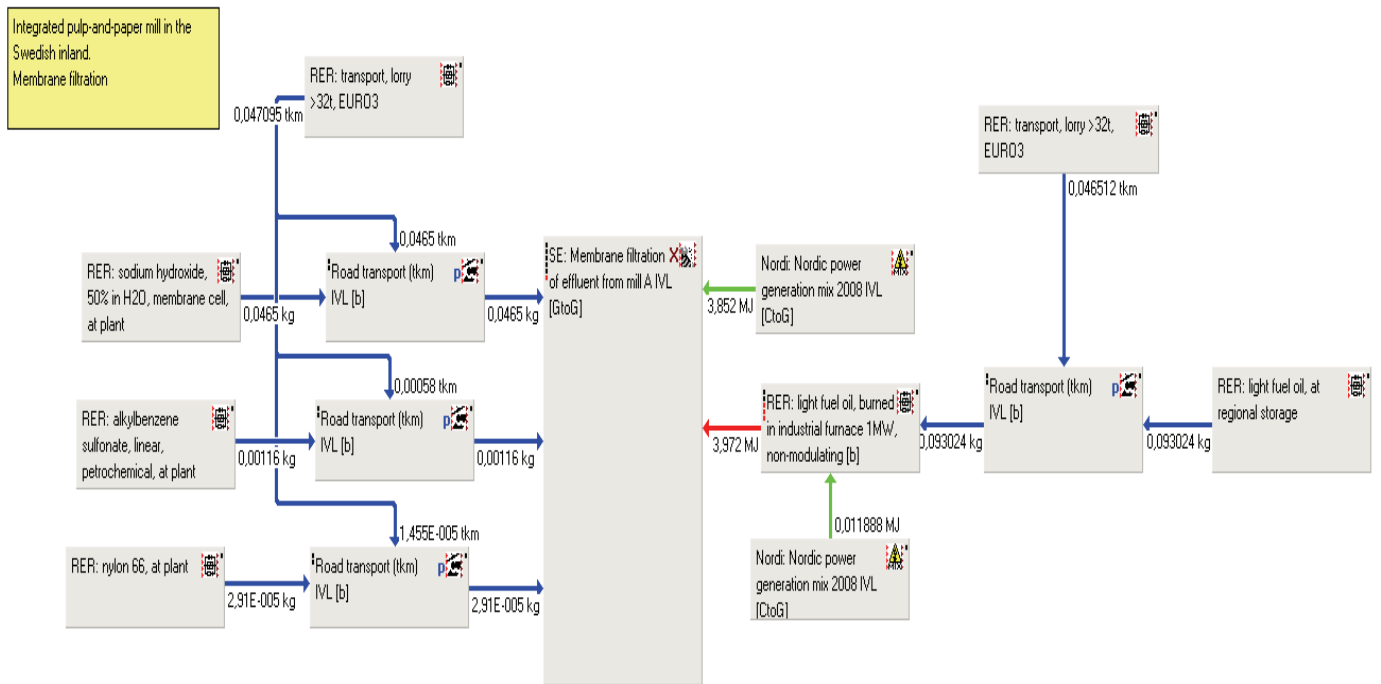
Integrated pulp-and-paper mill at the Baltic coast.
Coagulation with AVR



Figur 17b GaBi modell av kemfällning av avloppet från Kraftliner. Alla data per m³ vatten till behandling.

Membrane filtration of biologically treated wastewater from pulp-and paper mill A

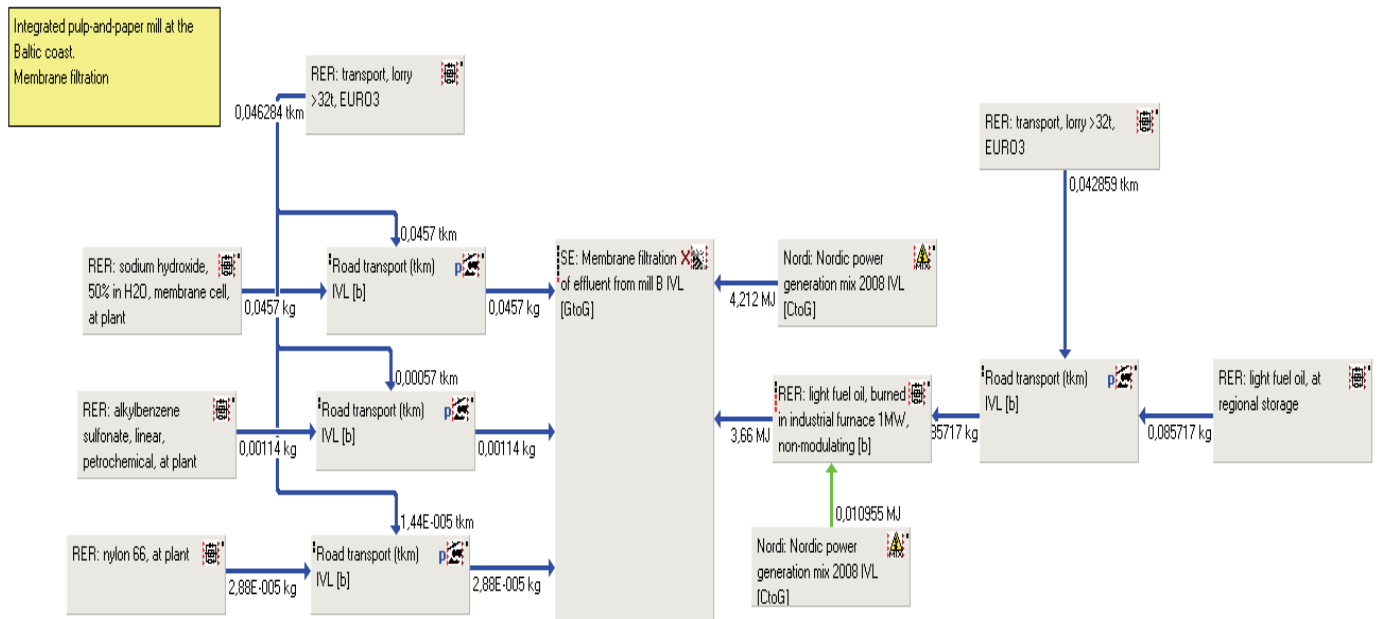
GaBi 4 process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.



Figur 18a GaBi modell av membranfiltrering av avloppet från Gruvön. Alla data per m³ vatten till behandling.

Membrane filtration of biologically treated wastewater from pulp-and paper mill B

GaBi 4 process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.



Figur 18b GaBi modell av membranfiltrering av avloppet från Kraftliner. Alla data per m³ vatten till behandling.

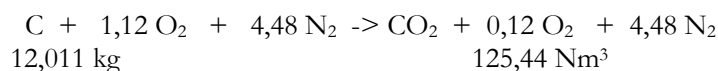
6.3.2 Slambehandling

Scenariot för behandling av kemslam är förbränning med deponering av bottenaska och flygaska. Mass- och energibalanserna för slamförbränningen har beräknats från sammansättningen av kemslammet. Denna i sin tur har beräknats m.h.a. massbalanser för kemfällningsprocessen och de data som redovisas i systembeskrivningen.

Ekvationerna för förbränningsmodellen utarbetades ursprungligen av Björklund (1998). Emissionsfaktorerna har sedan modifierats i omfattande utsträckning i ORWARE-projektet (ORWARE, 2000). Modellen är framtagen för förbränning av kommunalt slam och alltså inte säkert tillämplig på skogsindustriellt kemslam, men den tillåter beräkning av emissioner som funktion av en beräknad slamsammansättning med hänsyn tagen till rökgasrening i en förbränningsanläggning och är därmed den bästa approximation vi har.

Det skogsindustriella kemslammet anses vara biogent material. Den koldioxid som avges vid förbränningen anser vi därför inte bidra till klimatpåverkan.

NO_x-emissionen har beräknats från det dagliga genomsnittliga gränsvärdet i rökgas från nya förbränningsanläggningar i EU, 200 mg/Nm³ vid 11 % syreöverskott (*Directive 2000/76/EG, 12/04/2000*). Volymen rökgas beräknas från kolinnehållet i slammet med följande stökiometri:



Emissionerna av SO₂ och HCl har beräknats från gränsvärdena i rökgas för dessa ämnen, 50 mg/Nm³ respektive 10 mg/Nm³.

Mass- och energibalanserna för deponering av aska har beräknats från sammansättningen av bottenaskan och av flygaskan. Emissionsfaktorerna härstammar ursprungligen från Björklund (1998). För flygaska har de undergått omfattande modifieringar i ORWARE. För bottenaska har emissionsfaktorerna för ammoniak, COD, dioxiner och nitrat hämtats från ORWARE.

Vi har beräknat emissionerna från deponierna under den överblickbara tiden, 100 år. I övrigt antas askorna ligga kvar som ett fast avfall.

6.3.3 Bakgrundsprocesser

o Elförsörjning

Vi har ansett det mest relevant att anta, att fabriker som ett genomsnitt använder Nordisk medel, och att det tillkommande elbehovet för reningsprocesserna och slamförbränningen och täcks med sådan el. Vi har alltså inte tillämpat ett marginaltänkande.

Data för produktionssammansättningen av nordisk el år 2008 har hämtats från ENTSOE-E (2008). **Tabell 28** återger sammansättningen.

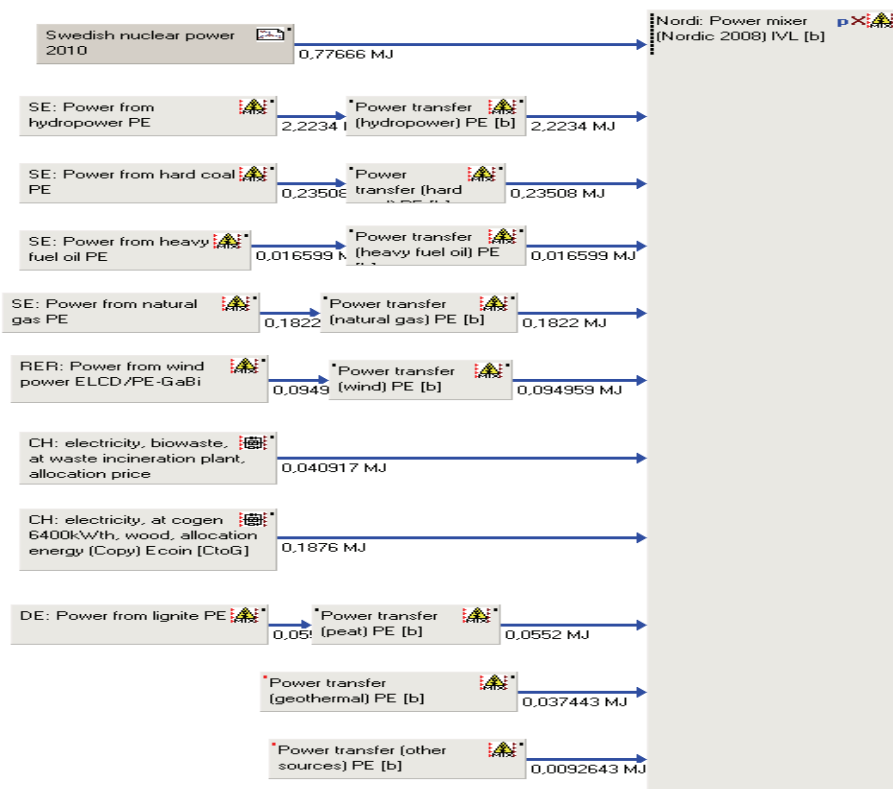
Tabell 28 Produktionssammansättning för Nordisk genomsnittsel år 2008.

Kraftslag	Andel , %
Kol	6,09
Olja	0,43
Naturgas	4,72
Torv	1,43
Kärnkraft	20,12
Vattenkraft	57,6
Vindkraft	2,46
Biobränslen	4,88
Avfallsförbränning	1,06
Geotermisk kraft	0,97
Andra kraftkällor	0,24
Nätförluster	6,72 % av genererad el

Figur 19 visar inventeringen av elförsörjningen som GaBi-modell.

Nordic power generation mix 2008

GaBi 4 process plan: Reference quantities
The names of the basic processes are shown.



Figur 19 Modell av produktion av nordisk genomsnittsel år 2008. Inflöden per kWh levererad el. Data för de enskilda kraftslagen kommer från GaBi:s professionella databas och från databasen Ecoinvent (ref. Ecoinvent). Torvkraft har approximerats med kraft från brunkol.

○ Termisk energi för indunstning

För att beskriva resursförbrukningen för och emissionerna från oljeuppvärmningen av indunstaren i membranfiltreringsscenarierna har vi valt data för en 1 MW industripanna, som använder lätt eldningsolja. Data kommer från Ecoinvent och är daterade år 2000.

○ AVR

AVR är en kemfällningsprodukt, som tillverkas av Kemira Kemi i Helsingborg. Produkten består huvudsakligen av aluminium- och järnsulfat. Den levereras som ett granulat och doseras som en vattenlösning. Kemiska data och en typanalys ges i **Tabell 29**. Dessa data har använts vid massbalansberäkningarna för kemfällningsscenarierna.

Tabell 29 Produktdata och typanalys för AVR (Produktdatablad januari 2010, Kemira Kemi AB, Helsingborg)

Aluminium (Al ³⁺)	8,2 ± 0,2	%
Järn (Fe ³⁺)	0,8 ± 0,2	%
Vattenolösligt (silikatmaterial)	ca. 3,5	%
Aktiv substans (Me ³⁺)	ca. 3,2	mol/kg
Spårämnen		
Kadmium	< 0,03	mg/kg
Kobolt	1,0	mg/kg
Krom	50	mg/kg
Koppar	< 0,5	mg/kg
Kvicksilver	0,011	mg/kg
Nickel	3,5	mg/kg
Bly	3,5	mg/kg
Zink	1,3	mg/kg

Produkten framställs från bauxit och svavelsyra. En livscykelinventering av framställningen från utvinning av råmaterial till leveransfärdig produkt ("vagga till grind") har erhållits från Kemira Kemi. Inventeringen gjordes år 2002.

○ Natriumhydroxid

Vi har antagit att natriumhydroxiden tillverkas någonstans i Europa via kloralkalielektrolys enligt membranförfarandet. Inventeringsdata har hämtats från Ecoinvent. De beskriver framställning av 50 %-ig natronlut från stensalt via beredning och rening av saltlösning och elektrolys till natronlut, klorgas och vätgas. Miljöbelastningen från processen har fördelats på produkterna med viktsallokering.

○ Järn(II)sulfat

Järn(II)sulfat kan erhållas som en biprodukt med ringa värde från framställning av titandioxid. Vi har antagit att miljöbelastningen från titandioxidprocessen helt allokeras till denna produkt. Järnsulfatet belastas endast med miljöeffekten av transporten till platsen där den skall användas.

○ Polyelektrolyt för flockning och avvattning

Flockningshjälpmedel kan vara sampolymerer av akrylamid och natriumakrylat (anjonpolymerer) eller av akrylamid och tertiära eller kvartära aminer, såsom N,N-dimetyl-2-aminoethylakrylat. (katjonpolymer). Akrylamid syntetiseras från akrylnitril genom reaktion med vatten vid 100 – 150 °C i närvaro av en kopparkatalysator.

Vi har inte hittat några LCA-data för polyelektrolyter. Därför använder vi en blandning av lika vikttdelar akrylsyra och akrylnitril som en modell för polyelektrolyten. LCA-data för framställning av dessa kemikalier någonstans i Europa kan hämtas från Ecoinvent.

○ **Membranmaterial**

Det aktiva skiktet består av polyetersulfon. Vi har inte hittat LCA-data för detta material. Det är dock viktligt ett litet flöde. Vi har därför försummat miljöpåverkan från framställning av detta material.

Bärarmaterialet i filtren är polyamid. Vi har använt data för framställning av nylon 66 som en modell för polyamid. Data för nylon 66 tillverkat i Europa har tagits från Ecoinvent.

○ **Tensider**

För att beskriva miljöpåverkan av att framställa tensider har vi använt data för framställning av linjärt alkylbensensulfonat från bensen och paraffinkolväten. Även dessa data kommer från Ecoinvent, men de har hämtats från ECOSOL-studien av Europas tensidindustri.

○ **Transporter**

Vi har på detta stadium av studien inte modellerat logistiken utan endast schablonmässigt antagit 500 km lastbilstransport med en 32 tons diesellastbil av klass Euro 3 för leverans av kemikalier och eldningsolja. Slamförbränning och askdeponering antar vi ske vid fabrikena.

Data för transportarbetet med det angivna fordonet, inklusive tillverkning av bilen och vägbyggnation, kan hämtas från Ecoinvent. Data för körning av bilen hänför sig i och för sig till schweiziska förhållanden. Vi har därför troligen överskattat transporterens miljöpåverkan något. Överskattningen torde dock vara inom felmarginalen för det schablonmässiga transportantagandet.

○ **Eldningsolja, drivmedel**

Data för framställning och framtransport av drivmedel och eldningsolja har tagits från Ecoinvent.

6.4 Resultat

6.4.1 Faktisk miljöpåverkan för de ytterligare reningsprocesserna

I Tabellerna 30a t.o.m. 31b redovisas undvikta, kvarvarande och orsakade miljöeffekter för kemfällning och för membranfiltrering av 1 m³ biologiskt behandlat vatten från Gruvön och från Kraftliner. Tabellerna visar absoluta, alltså ej normaliserade, måttal för de påverkanskategorier, som räknas upp i kapitlet Mål och omfattning. I de efterföljande figurerna (fig 20a t.o.m. 21b) analyseras bakgrunden till den orsakade miljöpåverkan. Reningsprocesserna har för detta ändamål delats i fyra delar:

- ❖ Framställning av kemikalier
- ❖ Elanvändning i reningsprocessen
- ❖ Slambehandling (kemfällning)/Indunstning (membranfiltrering)
- ❖ Transporter

Tabell 30a Undviken, kvarstående och orsakad miljöpåverkan vid kemfällning av 1 m³ biologiskt behandlat avlopp från Gruvön.

	Undviken påverkan Avloppsvatten	Kvarstående påverkan Avloppsvatten	Orsakad påverkan Överblickbar tid
Övergödningspotential, kg PO ₄ ³⁻ -ekv.	0.0117	0.0055	5.80E-04
Ekotoxicitetspotential sötvatten, kg DCB-ekv.	8.94E-04	0.0375	0.00157
Ekotoxicitetspotential havsvatten, kg DCB-ekv.	0.486	14.4	44.22
Ekotoxicitetspotential mark, kg DCB-ekv.	3.01E-25	5.88E-24	0.00106
Humantoxicitetspotential, kg DCB-ekv.	6.99E-05	0.00161	0.03359
Klimatpåverkanspotential, 100 år, kg CO ₂ -ekv.	0	0	0.320
Ozonskiktet, utarmningspotential, kg CFC11-ekv.	0	0	1.4033E-08
Försurningspotential, kg SO ₂ -ekv.	0	0	0.00390
Fotokemisk oxidationspotential, kg C ₂ H ₄ -ekv.	0	0	9.80E-04
Abiotisk resursanvändning, kg Sb-ekv.	0	0	0.00215

Tabell 30b Undviken, kvarstående och orsakad miljöpåverkan vid kemfällning av 1 m³ biologiskt behandlat avlopp från Kraftliner.

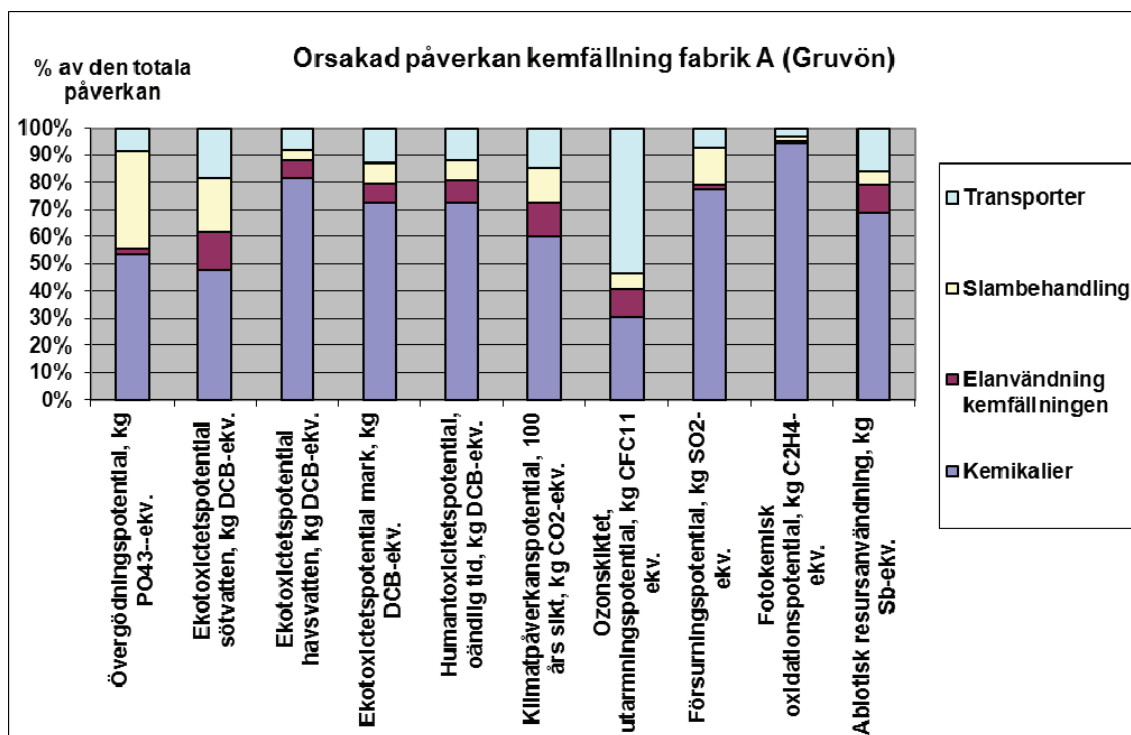
	Undviken påverkan Avloppsvatten	Kvarstående påverkan Avloppsvatten	Orsakad påverkan Överblickbar tid
Övergödningspotential, kg PO ₄ ³⁻ -ekv.	0.0105	0.00346	4.01E-04
Ekotoxicitetspotential sötvatten, kg DCB-ekv.	1.56E-25	2.64E-24	6.83E-04
Ekotoxicitetspotential havsvatten, kg DCB-ekv.	2.87	58.2	19.6
Ekotoxicitetspotential mark, kg DCB-ekv.	1.14E-24	1.53E-23	4.89E-04
Humantoxicitetspotential, kg DCB-ekv.	2.17E-04	0.00332	1.62E-02
Klimatpåverkanspotential, 100 år, kg CO ₂ -ekv.	0.00	0.00	0.177
Ozonskiktet, utarmningspotential, kg CFC11-ekv.	0.00	0.00	6.48E-09
Försurningspotential, kg SO ₂ -ekv.	0.00	0.00	1.64E-03
Fotokemisk oxidationspotential, kg C ₂ H ₄ -ekv.	0.00	0.00	7.23E-04
Abiotisk resursanvändning, kg Sb-ekv.	0.00	0.00	1.10E-03

Tabell 31a Undviken, kvarstående och orsakad miljöpåverkan vid membranfiltrering av 1 m³ biologiskt behandlat avlopp från Gruvön.

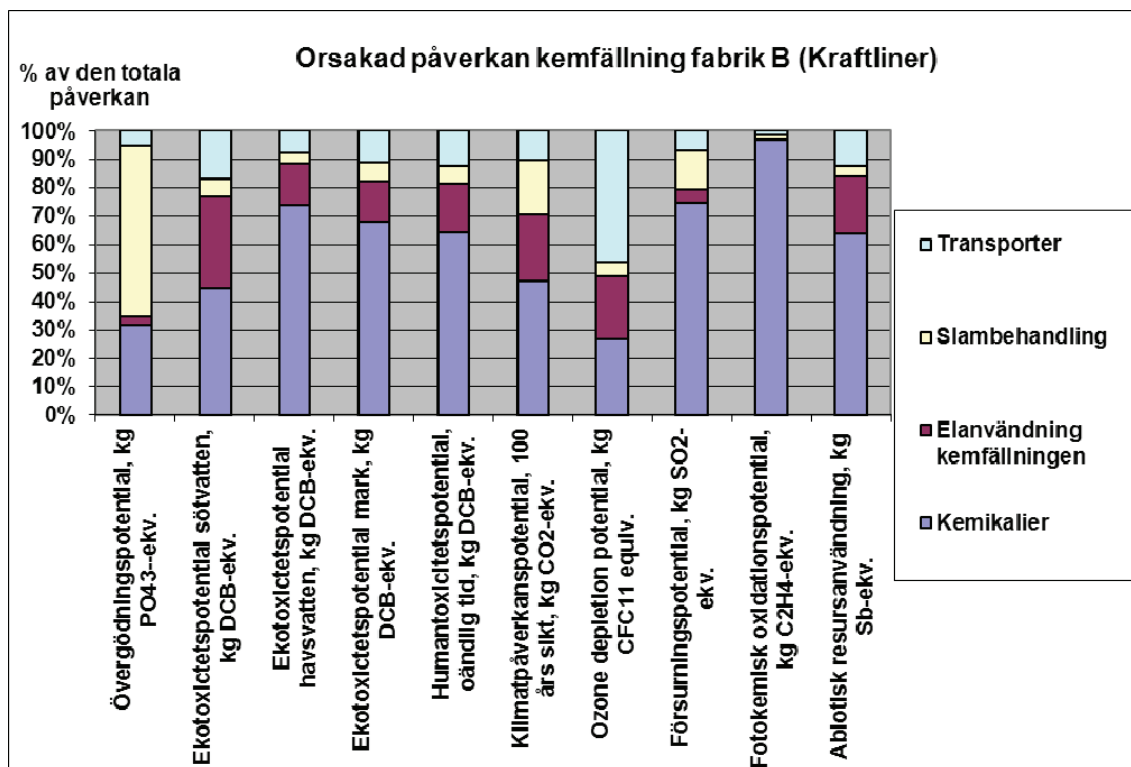
	Undviken påverkan Avloppsvatten	Kvarstående påverkan Avloppsvatten	Orsakad påverkan Överblickbar tid
Övergödningspotential, kg PO ₄ ³⁻ -ekv.	0.0103	0.00690	1.77E-04
Ekotoxicitetspotential sötvatten, kg DCB-ekv.	1.27E-03	0.0371	3.47E-03
Ekotoxicitetspotential havsvatten, kg DCB-ekv.	0.630	14.3	49.6
Ekotoxicitetspotential mark, kg DCB-ekv.	3.60E-25	5.82E-24	1.21E-03
Humantoxicitetspotential, kg DCB-ekv.	8.61E-05	0.00160	0.0506
Klimatpåverkanspotential, 100 år, kg CO ₂ -ekv.	0.00	0.00	0.529
Ozonskiktet, utarmningspotential, kg CFC11-ekv.	0.00	0.00	5.20E-08
Försurningspotential, kg SO ₂ -ekv.	0.00	0.00	1.38E-03
Fotokemisk oxidationspotential, kg C ₂ H ₄ -ekv.	0.00	0.00	1.19E-04
Abiotisk resursanvändning, kg Sb-ekv.	0.00	0.00	3.34E-03

Tabell 31b Undviken, kvarstående och orsakad miljöpåverkan vid membranfiltrering av 1 m³ biologiskt behandlat avlopp från Kraftliner.

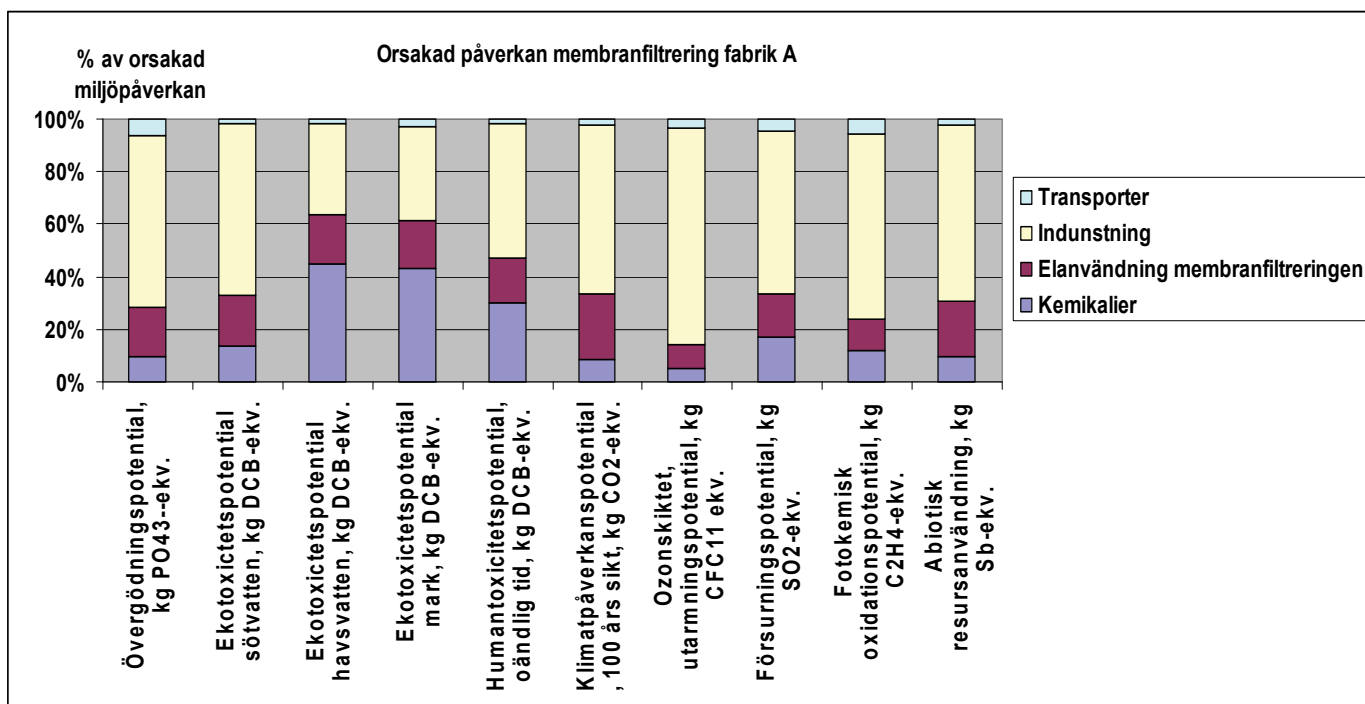
	Undviken påverkan Avloppsvatten	Kvarstående påverkan Avloppsvatten	Orsakad påverkan Överblickbar tid
Övergödningspotential, kg PO ₄ ³⁻ -ekv.	0.00907	0.00487	1.72E-04
Ekotoxicitetspotential sötvatten, kg DCB-ekv.	1.73E-25	2.62E-24	3.37E-03
Ekotoxicitetspotential havsvatten, kg DCB-ekv.	3.24	57.9	48.6
Ekotoxicitetspotential mark, kg DCB-ekv.	1.23E-24	1.52E-23	1.18E-03
Humantoxicitetspotential, kg DCB-ekv.	2.36E-04	0.00329	0.0490
Klimatpåverkanspotential, 100 år, kg CO ₂ -ekv.	0.00	0.00	0.513
Ozonskiktet, utarmningspotential, kg CFC11-ekv.	0.00	0.00	4.89E-08
Försurningspotential, kg SO ₂ -ekv.	0.00	0.00	1.33E-03
Fotokemisk oxidationspotential, kg C ₂ H ₄ -ekv.	0.00	0.00	1.13E-04
Abiotisk resursanvändning, kg Sb-ekv.	0.00	0.00	3.21E-03



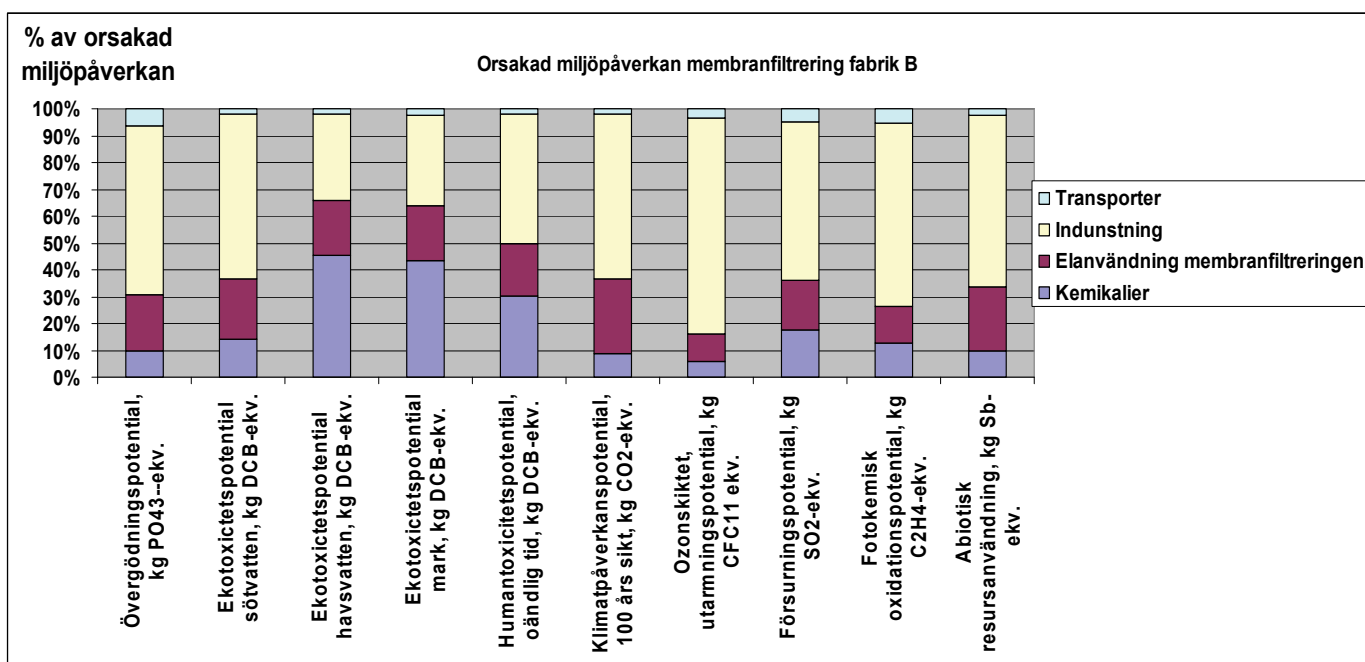
Figur 20a Procentuella bidrag från fyra delar av behandlingsprocessen till den orsakade miljöpåverkan vid kemfällning av avloppsvatten från Gruvön.



Figur 20b Procentuella bidrag från fyra delar av behandlingsprocessen till den orsakade miljöpåverkan vid kemfällning av avloppsvatten från Kraftliner.



Figur 21a Procentuella bidrag från fyra delar av behandlingsprocessen till den orsakade miljöpåverkan vid membranfiltrering av avloppsvatten från Gruvön.



Figur 21b Procentuella bidrag från fyra delar av behandlingsprocessen till den orsakade miljöpåverkan vid membranfiltrering av avloppsvatten från Kraftliner.

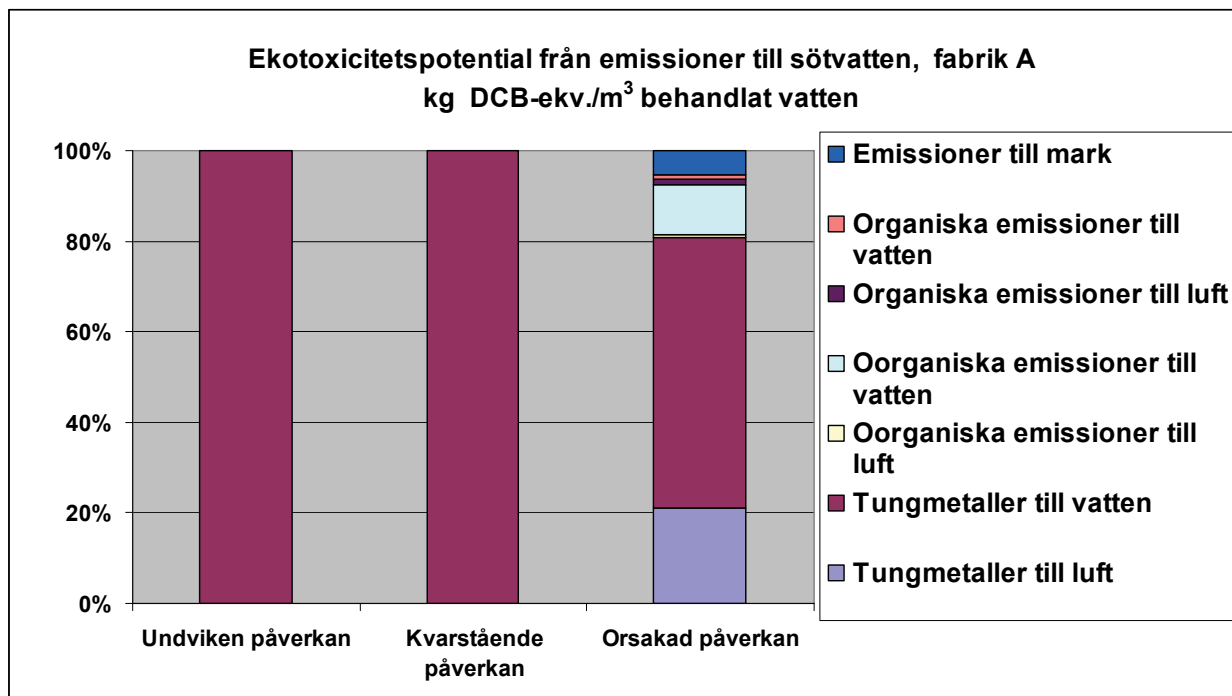
För kemfällning är det som väntat kemikalieanvändningen som överlag ger de största bidragen till de orsakade miljöeffekterna. Utarmningspotentialen för ozonskiktet verkar domineras av transporter. Data för denna typ av emissioner är dock synnerligen osäkra, och måste bedömas

mycket försiktigt. Slambehandlingen ger ett förhållandevis stort bidrag till den orsakade övergödningseffekten. Enligt den version av ORWARE-modellen vi har, så är det emissioner av fosfor till vatten från slamförbränningen, som ger den här effekten. Storleken av denna emission är relaterad till fosforhalten i slammet. Den här beräkningen är naturligtvis högst osäker men illustrerar ändå det faktum, att fosfor som avlägsnas ur ett avloppsvatten inte försvinner spårlost. Miljöeffekterna av att med lämplig metod återvinna fosfor ur slammet eller ur askan efter förbränningen och använda det som gödselmedel har vi inte kunnat beakta i denna studie.

För membranfiltreringen så som den är utformad här är det den oljeeldade indunstningen som överlag ger det största bidraget till de orsakade miljöeffekterna. Här finns säkert möjligheter till minskade effekter genom energieffektivisering och användande av annan tillgänglig energi.

Tabellerna 30 och 31 visar att den effekt vi kan påvisa av de ytterligare reningsstegen är avlägsnande av ytterligare potentiell övergödning. Om vi förutsätter att all avlägsnad syretärande substans, alla avlägsnade kväveföreningar och alla avlägsnade fosforföreningar faktiskt skulle ge upphov till en övergödningseffekt i recipienten samtidigt, så kan vi säga att den undvikna och även den kvarstående effekten i recipienten är större än de övergödningseffekter reningen orsakar på annat håll. Den undvikna och kvarstående övergödningspotentialen är en till två tiopotenser större än den orsakade övergödningspotentialen.

För eko- och humantoxicitet blir däremot balansräkningen negativ. De påvisade undvikna effekterna är lägre än de orsakade effekterna. En tänkbar anledning till detta exemplifieras av **Figur 22** för ekotoxicitet till sötvatten vid kemfällning vid Gruvön. Figuren visar vilka typer av emissioner som ligger bakom de mått på potentiell ekotoxicitet vi kan beräkna från vårt dataunderlag.



Figur 22 Procentuella bidrag av olika typer av emissioner till ekotoxicitetspotentialen för sötvatten vid kemfällning vid Gruvön.

För undvikna och kvarstående toxicitetseffekter kan vi bara beräkna bidragen från tungmetallemissioner till vatten, och de ytterligare reningsprocesserna har liten eller ingen effekt på dessa. Reningsprocesserna har en viss effekt på extraktivämnena och på organiska halogenföreningar (AOX), men någon specificering av dessa parametrar på enskilda ämnen, som skulle möjliggöra en beräkning av toxicitetspotentialer, finns inte. Det är alltså möjligt att vi på grund av dataluckor underskattar den undvikna toxicitetseffekten. Inget av de båda avloppsvatten ut från den biologiska behandlingen har dock någon påvisbar faktisk ekotoxisk effekt även före ytterligare rening.

Övriga orsakade miljöeffekter har ingen motsvarighet i undvikna effekter. Miljöbalansräkningen för reningsprocesserna blir alltså sist och slutligen en fråga om att värdera dessa effekter plus de överskjutande toxiska effekterna från reningen mot den undvikna övergödningseffekten.

7 Sammanvägning

Slutresultatet av de reningsalternativ som utreds ovan är minskad miljöpåverkan i några kategorier och ökad miljöpåverkan i andra. Den uppgift som återstår är att på något sätt väga samman dessa kategorier och bedöma den samlade nyttan (positiv eller negativ) av respektive åtgärd.

Vi har i denna utredning funnit att de lokala effekterna av ytterligare reningssteg är små. I den mån minskningar av fabrikenas utsläpp av närsalter och COD genomförs så ger detta inget mätbart genomslag i brukens recipienter. Den möjliga miljönytta som trots detta uppnås är istället en minskad totalbelastning till miljön, och det är därmed rimligt att jämföra denna minskade belastning med den ökade totalbelastning till miljön som sker i recipienten och på andra platser till följd av den utbyggda reningen.

Det finns ett antal möjligheter för att jämföra olika påverkanskategorier på en gemensam skala. En modell som tidigare testats är att normalisera varje potentiell påverkan från processen mot den totala påverkan från samhället inom samma kategori så som sägs i metodikavsnittet. Därmed åskådliggörs den relativa påverkan från processen i förhållande till samhället i övrigt. Denna metod är objektiv men säger inget definitivt om hur vi faktiskt värderar betydelsen av utsläppen. En högre andel av samhällets totala utsläpp av försurande ämnen betyder inte nödvändigtvis att utsläppet är allvarligare än en lägre andel av de totala koldioxidutsläppen, exempelvis om man betraktar förstärkt växthuseffekt som ett allvarligare miljöproblem än försurning. Ytterligare en invändning är att det för vissa typer av utsläpp har stor betydelse var de sker. Försurande eller gödande ämnen är oftast bara problematiska i vissa recipienter. Man kan således välja att vikta olika påverkanskategorier olika enligt någon princip, eller man kan välja att normalisera mot politiskt beslutade utsläppsmål, så som gjorts för normaliseringsreferenserna enligt Erlandsson i tabell 27.

Ytterligare en möjlighet till sammanvägande bedömning är att studera de ekonomiska kostnader som är förknippade med olika påverkanskategorier eller åtgärder för att minska olika typer av miljöpåverkan. Kostnader för tidigare genomförda åtgärder ger en indikation på hur högt man i andra sammanhang värderat miljöpåverkan i ekonomiska termer. Finns handelssystem för utsläppsrätter, såsom för koldioxid i vissa sektorer inom EU, så finns ett marknadspris på utsläpp som ett mått på kostnaden att öka eller minska utsläppen.

7.1 Normalisering av påverkanskategorier

Vi har beräknat normaliserade värden för de orsakade och undvikna miljöeffekterna med hjälp av normaliseringsreferenser enligt CML (2007) och enligt Erlandsson (2003), dvs vi har räknat om måtetalen för alla påverkanskategorier till årspersonequivallenter genom att dividera med referensvärdena i tabell 27. Vi har därvid uteslutit toxicitet, eftersom vårt underlag inte tillåter en fullständig beräkning av reningsanläggningarnas effekt på potentiellt toxiska ämnen. Resultatet rapporteras i **Tabell 32a** och **b**.

Använder man de uppgivna årsutsläppen per person i Västeuropa vid mitten av 1990-talet som referens (CML:s normalisering) utan någon annan värdering, kan man knappast påvisa någon signifikant sammantagen miljövinna med ytterligare rening. Den undvikna miljöpåverkan är en faktor 2 större än den orsakade miljöpåverkan, vilket inte är en signifikant skillnad givet de stora osäkerheterna i datamaterialet.

Tillämpar vi i stället de betydligt strängare politiskt förankrade utsläppsmålen som referens (Erlandssons normalisering) finner vi rent räknemässigt att ytterligare rening sammantaget skulle innebära en ökad miljöbelastning räknat i årspersonequivaler. Orsaken är det låga referensvärdet för ozonutarmningspotentialen, som ger ett mycket högt bidrag även för små emissioner av ozonnedbrytande ämnen. Uppgifterna om dessa emissioner från bakgrundsprocesserna är emellertid mycket osäkra. Osäkerheten kan mycket väl vara av storleksordningen 1000 gånger. Räknar vi ner de normaliserade värdena för ozonutarmning till en tusendel av tabellvärdena, blir den undvikna påverkan av ytterligare rening 6 till 10 gånger större än den orsakade påverkan. Detta vore fortfarande knappast en signifikant påvisad förbättring med tanke bl. a. på att vi då inte har tagit med en värdering av det abiotiska resursuttaget.

Begränsar vi miljöbalansräkningen till påverkanskategorierna i tabellerna 32a och b är det alltså svårt att påvisa en signifikant miljöförbättring av ytterligare rening. Om vi emellertid hade kunnat värdera reningsmetodernas effekt på extraktivämnena, EGOM och AOX i termer av undvikna potentiella bidrag till ekotoxicitet kunde resultatet ha blivit ett annat. En sådan värdering fordrar en speciering av enskilda ämnen i avloppsvattnen, för att LCA-metodikens metoder att beräkna toxicitetspotentialer skall kunna tillämpas.

Tabell 32a Normaliserade värden för några orsakade och undvikna miljöpåverkans effekter från ytterligare rening av skogsindustriavlopp från Gruvön, milliarpersonequivaler/m³ behandlat vatten.

Reningsmetod	Påverkanskategori	Normalisering CML		Normalisering Erlandsson	
		Orsakad påverkan	Undvikna påverkan	Orsakad påverkan	Undvikna påverkan
Kemfällning	Övergödningspotential	0,015	0,30	0,15	3,1
	Klimatpåverkanspotential	0,022	0	0,072	0
	Ozonskiktet, utarmningspotential	$5,5 \cdot 10^{-5}$	0	52	0
	Försurningspotential	0,046	0	0,13	0
	Fotokemisk oxidationspotential	0,039	0	0,044	0
	Abiotisk resursanvändning	0,066	0	i. u.	0
Totalt kemfällning		0,19	0,30	52	3,1
Membranfiltrering	Övergödningspotential	0,0046	0,27	0,047	2,7
	Klimatpåverkanspotential	0,036	0	0,12	0
	Ozonskiktet, utarmningspotential	$2,0 \cdot 10^{-4}$	0	190	0
	Försurningspotential	0,016	0	0,048	0
	Fotokemisk oxidationspotential	0,0047	0	0,0054	0
	Abiotisk resursanvändning	0,10	0	i. u.	0
Totalt membranfiltrering		0,16	0,27	190	2,7

Tabell 32b Normaliserade värden för några orsakade och undvikna miljöpåverkans effekter från ytterligare rening av skogsindustriavlopp från Kraftliner, milliårspersonequivivalenter/m³ behandlat vatten.

Reningsmetod	Påverkanskategori	Normalisering CML		Normalisering Erlandsson	
		Orsakad påverkan	Undvikna påverkan	Orsakad påverkan	Undvikna påverkan
Kemfällning	Övergödningspotential	0,011	0,27	0,11	2,8
	Klimatpåverkanspotential	0,012	0	0,039	0
	Ozonskiktet, utarmningspotential	$2,5 \cdot 10^{-5}$	0	24	0
	Försurningspotential	0,020	0	0,057	0
	Fotokemisk oxidationspotential	0,029	0	0,033	0
	Abiotisk resursanvändning	0,034	0	i. u.	0
Totalt kemfällning		0,10	0,27	24	2,8
Membranfiltrering	Övergödningspotential	0,0045	0,24	0,045	2,4
	Klimatpåverkanspotential	0,035	0	0,11	0
	Ozonskiktet, utarmningspotential	$1,9 \cdot 10^{-4}$	0	180	0
	Försurningspotential	0,016	0	0,046	0
	Fotokemisk oxidationspotential	0,0045	0	0,0051	0
	Abiotisk resursanvändning	0,099	0	i. u.	0
Totalt membranfiltrering		0,16	0,24	180	2,4

7.2 Samhällsekonomisk värdering

Ett sätt att jämföra den sammanlagda miljöpåverkan av en åtgärd när olika påverkanskategorier berörs är att jämföra hur samhället ekonomiskt värderar olika kategorier av utsläpp. Detta är enklast att göra för de kategorier där någon typ av handelssystem för utsläpp existerar. I idealfallet finns då ett etablerat pris på utsläpp, som därmed utgör ett mått på den samhälleliga värderingen av utsläppet. Om exempelvis rätten att släppa ut 1 ton koldioxid till atmosfären kostar 140 kr så betyder detta att samhället (exempelvis staten) kan bekosta en minskning av koldioxidutsläpp för samma kostnad. Om en åtgärd av något slag leder till ökade koldioxidutsläpp så kan detta ekonomiskt värderas enligt detta pris. Om den totala mängden koldioxidutsläpp i en region är reglerad så motsvarar priset på utsläppsrätter efterfrågan på den tillåtna mängden utsläpp. Hårdare regleringar leder därmed till ett högre pris och en högre samhällsekonomisk kostnad för att minska utsläppen.

Handelssystem för utsläppsrätter finns i praktiken för koldioxid inom EU:s industriella sektor. Utsläppsrätter säljs och köps där på en börs ungefär som aktier och andra värdepapper. Precis som värdepapper så fluktuerar också priset på utsläppsrätter, men över tid är det i princip möjligt att värdera kostnaden för att släppa ut koldioxid. Idag kostar utsläppsrätter omkring 140 kr per ton CO₂, men har varierat mellan ca 70 kr och 290 kr per ton sedan introduktionen 2005. Ett pris på 380 kr per ton CO₂ anses i en utredning av f.d. finansminister Allan Larsson och hållbarhetsexperten Niclas Ihrén (Global Utmaning, 2010) vara nödvändigt för att teknik med låga CO₂-utsläpp på lång sikt ska kunna konkurrera med fossil teknik.

Motsvarande system saknas inom övriga sektorer med utsläpp av koldioxid (trafik, livsmedelsproduktion osv.). Däremot finns exempelvis koldioxidskatt som på liknande vis sätter ett pris på koldioxidutsläpp. IPCC har föreslagit koldioxidskatter i storleksordningen 330 kr till 670 kr per ton CO₂. Det finns också utredningar kring investeringskostnader för att minska globala koldioxidutsläpp, varav McKinsey & Company (2009) sannolikt är den mest omfattande. McKinsey & Company (2009) identifierar åtgärder med potential att minska de globala koldioxidutsläppen med 30 % till 2030 till kostnader mellan -860 kr och +570 kr per ton CO₂. Negativa kostnader motsvarar faktiska vinster huvudsakligen tack vare energieffektiviseringar som minskar både kostnader och koldioxidutsläpp. Slutsatsen i rapporten är att åtminstone alla åtgärder upp till 570 kr (€60) måste genomföras för att nå de klimatmål som förutsätts. Betydligt dyrare åtgärder diskuteras även, vilket talar för att nuvarande kostnader för koldioxidutsläpp inom handelssystemen ligger betydligt under förväntade framtida kostnader om de ambitiösa klimatmål som diskuteras ska uppnås. Vi anser det rimligt att i denna studie värdera kostnader för koldioxidutsläpp till mellan 100 kr och 600 kr per ton CO₂.

En rimlig förutsättning för att handelssystem för utsläpp kan etableras är att det inte har stor betydelse var utsläppen sker inom ett område. Sådana system förekommer i USA exempelvis för utsläpp av närsalter i de stora sjöarna, och det diskuteras även för Östersjön. Inget system i Sverige för närsalter är färdigt ännu men Naturvårdsverket har föreslagit att någon form av avgiftssystem för utsläpp av kväve och fosfor ska införas. De som främst kommer att beröras av systemen är avloppsreningsverk, jordbruket samt massa- och pappersindustrin. Svenskt Vatten har föreslagit att avgifter mellan 300 kr och 3 000 kr per kg fosfor och mellan 25 kr och 200 kr per kg kväve tas ut i ett sådant system. Malmaeus et al (2007), NV (2009) och Malmaeus & Karlsson (2010) har räknat på kostnader för minskad fosforbelastning till havet och finner åtgärder mellan 0 och 30 000 kr per kg fosfor, varav åtgärder upp till ca 4 000 kr per kg fosfor skulle kunna vara nödvändiga att genomföra för att uppnå Sveriges beting enligt Baltic Sea Action Plan (290 ton fosfor/år). Motsvarande kostnader för kväve ligger i NV (2009) en faktor 20 lägre. Vi anser det rimligt att i denna studie värdera kostnader för fosforutsläpp till mellan 300 kr och 3 000 kr per kg P och för kväveutsläpp till mellan 25 kr och 200 kr per kg N i enlighet med Svenskt Vattens förslag.

En begränsad ansats som är möjlig att genomföra inom ramen för denna studie är således att jämföra det monetära värdet av ökade koldioxidutsläpp till följd av ytterligare rening mot det monetära värdet av de minskade närsaltsutsläpp som erhålles med den införda reningen. Givet de olika utvärderade fallen av valda fabriker och reningstekniker och osäkerheter kring priset på utsläpp av koldioxid, fosfor och kväve finns ett stort antal möjliga scenarier, varav vi utvärderar ett fåtal. Data på förändrade utsläpp av koldioxid, fosfor och kväve är i grunden desamma som anges i **Tabell 30** och **31** men uppdelat på kväve och fosfor (COD ej inkluderat i enlighet med diskussion i kapitlet Effekten av eutrofierande ämnen). Vi har också beräknat kostnaden för att driva respektive reningsanläggning per dygn baserat på data i **Tabell 12-15**. Investeringskostnaderna har då omvandlats till löpande kostnader baserat på 4 % ränta och 20 års avskrivning (ger ett relativt lågt pris). I **Tabell 33** visas monetär värdering av drift och utsläpp för olika reningsalternativ. Med ett koldioxidpris på 300 SEK/ton så orsakar exempelvis en kemisk fällning i Gruvön koldioxidutsläpp värderade till 4 200 SEK/dygn. Samtidigt vid ett fosforpris på 1 000 SEK/kg och ett kvävepris på 75 SEK/kg värderas de minskade utsläppen av fosfor och kväve till 18 000 resp. 1 580 SEK/dygn osv.

Tabell 33 Monetär värdering (SEK/dygn) av drift och utsläpp för olika reningsalternativ. Negativa värden = orsakade kostnader.

		CO ₂ =300 SEK/ton P=1 000 SEK/kg N=75 SEK/kg		CO ₂ =600 SEK/ton P=300 SEK/kg N=25 SEK/kg		CO ₂ =100 SEK/ton P=3 000 SEK/kg N=200 SEK/kg	
		Kemisk fällning	Membran- filtrering	Kemisk fällning	Membran- filtrering	Kemisk fällning	Membran- filtrering
Gruvön	CO ₂	-4 200	-6 900	-8 400	-13 800	-1 400	-2 300
	P	18 000	11 500	5 400	3 450	54 000	34 500
	N	1 580	7 250	530	2 420	4 200	19 320
	Drift	-150 000	-91 000	-150 000	-91 000	-150 000	-91 000
Kraftliner	CO ₂	-1 800	-5 400	-3 600	-10 800	-600	-1 800
	P	28 700	15 000	8 610	4 500	86 100	45 000
	N	5 220	7 800	1 740	2 600	13 920	20 800
	Drift	-64 000	-70 000	-64 000	-70 000	-64 000	-70 000

Vi kan notera att i mitten av kostnadsintervallen (vänstra kolumnerna) och för låga kostnader för koldioxid och höga utsläppskostnader för närsalter (högra kolumnerna) så blir den monetära värderingen exklusive driftkostnader positiv för införande av ytterligare reningssteg. Om man däremot räknar lägre kostnader för närsalter men värderar utsläpp av växthusgaser högt (mellersta kolumnerna) så blir kostnaden (exklusive driftkostnader) för den orsakade växthuseffekten större än nyttan med minskade närsaltsutsläpp utom för kemisk fällning i Kraftliner. Om driftkostnader inkluderas så blir kostnaden för reningen betydligt större än nyttan i samtliga fall.

Det går att tänka sig många andra sätt att räkna. Ett fall där koldioxidpriset sätts till 600 SEK/ton, fosforpriset till 600 SEK/kg och kvävepriset till 60 SEK/kg ger ungefär break-even för utsläppskostnader med membranfilter i båda fabrikena (ej i tabell). Om även kostnader för toxicitet och övriga påverkanskategorier kunde inkluderas på samma sätt så skulle balansräkningen förändras ytterligare.

8 Slutsatser

Analysen av de nya reningsstegens sammanlagda miljöpåverkan visar att de totala utsläppen av närsalter till miljön minskar i samtliga fall. Båda recipienterna uppvisar emellertid tämligen god ekologisk status och den andel av tillförd mängd organiska ämnen och närsalter som härrör från fabriker är liten i förhållande till övrig belastning. Miljöpåverkan ökar i alla övriga undersökta påverkanskategorier till följd av bland annat ökad energiförbrukning och kemikalieanvändning vid drift och tillverkning och ökade slammängder vid de nya reningsanläggningarna. Det finns inget etablerat sätt att jämföra påverkanskategorier sinsemellan men olika sätt att värdera och normera olika typer av miljöpåverkan kan tillämpas. Mätetalen för påverkanskategorierna kan normaliseras mot de totala emissionerna per år och person för varje kategori inom en viss region, eller man kan normalisera mot politiskt uppsatta utsläppsmål för varje kategori. Det ger en uppfattning om hur mycket varje kategori tar i anspråk av det tillgängliga ”hållbarhetsutrymmet”. Man kan också uppskatta det monetära värdet av ökade koldioxidutsläpp utifrån åtgärds kostnader för att i andra sammanhang minska koldioxidutsläpp eller anta priset på utsläpps rättigheter inom handlande sektorer. På motsvarande sätt kan värdet av minskade närsaltsutsläpp uppskattas och jämföras mot värdet av den ökade klimatpåverkan från reningsanläggningarna.

Resultaten visar sammantaget att miljönyttan av ytterligare reningssteg vid skogsindustrier kan ifrågasättas ur ett helhetsperspektiv. Ingen av de metoder som använts i denna studie för att jämföra olika påverkanskategorier ger emellertid något entydigt svar på frågan om nyttan är större än kostnaden. En orsak till att resultaten är tämligen svårbedömda är sannolikt att primär och sekundär rening redan är installerade vid bruken och den nuvarande miljöbelastningen därmed begränsad. En specificering av vilka potentiellt toxiska ämnen, som den kompletterande reningen eventuellt avlägsnar, saknas. Detta är en väsentlig datalucka i miljöbalansräkningen. Miljönyttan av undviken ekotoxicitet kan därigenom inte fastställas. Införande av nya, ännu ej etablerade tekniker framöver skulle kunna ge andra och mer positiva resultat.

9 Referenser

- ALcontrol, 2008. Norra Vänern 2003-2007. ALcontrol Laboratories rapport. 447s.
- ALcontrol, 2009. Norra Vänern 2008. ALcontrol Laboratories rapport. 272s.
- Björklund A., 1998. Environmental systems analysis of waste management with emphasis on substance flows and environmental impact. Licentiate thesis, Royal Institute of Technology, Stockholm.
- CML2001, 2007. Life Cycle Assessment, An operational guide to the ISO standards, Volume 1, 2 and 3. Institute of Environmental Sciences, Leiden University, The Netherlands, Dec 07.
- Ecoinvent 1.2. The Swiss Centre for life cycle inventories, www.empa.ch (Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research).
- ENTSOE-E, 2008. European Network of Transmission System Operators for Electricity, Nordic electricity Annual Statistics.
- Erlandsson M., 2003. Miljöbedömningsmetod baserad på de svenska miljökvalitetsmålen – visionen om det framtida hållbara folkhemmet. IVL Svenska Miljöinstitutet, rapport B 1509, Stockholm, december 2002, reviderad juni 2003.
- GaBi, "Ganzheitliche Bilanzierung", Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde, Universität Stuttgart, och PE International GmbH, Leinfelden-Echterdingen, Tyskland, www.gabi-software.com.
- Global Utmaning, 2010. Vägen framåt efter Köpenhamn en investeringsstrategi för klimatet. Allan Larsson & Niclas Ihrén. www.globalutmaning.se
- Grahn O., Grotell C. & Lindeström L., 1996. Miljöförhållandena i Åsfjorden recipient till Gruvöns bruk. MFG-rapport F95/041. Fryksta, 44s.
- Grahn O., Karlsson M. & Lidén A., 2004. Miljökonsekvenser av utsläpp till vatten. Kraftliner Kraftliner. ÅF-Miljöforskargruppen rapport. Stockholm, 26s.
- Karlsson & Malmaeus, 2006. Spridningsberäkning av utsläpp av fosfor och organiskt material till Bottenhavet från Vallviks Bruk. ÅF-rapport, 18p.
- Malmaeus M., Hylander B.N., Karlsson M. & Sivard Å., 2007. Kostnader för olika åtgärder för att minska tillförseln av fosfor till Egentliga Östersjön. ÅF-rapport, 44 p.
- Malmaeus J.M., Eklund J.M., Karlsson O.M. & Lindgren D., 2008. The optimal size of dynamic phosphorus models for Baltic coastal areas. Ecological modelling 216, 303–315.
- Malmaeus J.M. & Karlsson O.M., 2010. Estimating costs and potentials of different methods to reduce the Swedish phosphorus load from agriculture to surface water. Science of the Total Environment 408, 473–479.
- McKinsey & Company, 2009. Pathways to a Low-Carbon Economy. Tomas Naucclér & Per-Anders Enkvist. www.mckinsey.com/globalGHGcostcurve
- NV, 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport nr. 4913, ISSN 0282-7298. 101 sid.
- NV, 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav. Naturvårdsverket rapport nr. 4914, ISSN 0282-7298. 134 sid.

- NV, 2009. Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan. Konsekvensanalyser. Naturvårdsverket rapport 5984.
- ORWARE, 2000. Organic Waste Research - A simulation model for waste management. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering (JTI), Royal Institute of Technology (KTH), and Swedish Environmental Research Institute (IVL).
- Persson J., 1999. On the Role of Morphometry in Coastal Ecosystem Modelling and Management. PhD-thesis, Uppsala University.
- SBR. 2001. Samordnat basprogram för recipientkontroll i Piteå skärgård 2001. ALcontrol Laboratories, Linköping, 76 sid.
- SMHI, 2003. Djupdata för havsområden 2003. SMHI Oceanografi Rapport 73, 69s.
- Sonesten L., Wallin M. & Kvarnäs H., 2004. Kväve och fosfor till Vänern och Västerhavet – Transporter, retention och åtgärdsscenarioer inom Göta älvs avrinningsområde. Väterns vattenvårdsförbund, Rapport 29.
- SS-EN ISO 14044:2006 (Svensk standard). Miljöledning – Livscykelanalys – Krav och vägledning, Swedish Standards Institute.
- Strömberg B., 2005. Kvävehalt i trädbränsle (pellets), Bränslehandboken, Värmeforsk, publ. 911.
- Wilander A., 1988. Organiskt material i vatten. - En jämförelse av resultat från olika analysmetoder. Vatten 44, 217-224.