

FFI RAPPORT

MODELLERING OG BESLUTNINGSTØTTESYSTEM I MILJØVERN

VOIE Øyvind Albert

FFI/RAPPORT-2005/01635

**MODELLERING OG
BESLUTNINGSSTØTTESYSTEM I MILJØVERN**

VOIE Øyvind Albert

FFI/RAPPORT-2005/01635

FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT
Norwegian Defence Research Establishment
Postboks 25, 2027 Kjeller, Norge

FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT (FFI)
Norwegian Defence Research Establishment

UNCLASSIFIED

P O BOX 25
 NO-2027 KJELLER, NORWAY
REPORT DOCUMENTATION PAGE

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
 (when data entered)

1) PUBL/REPORT NUMBER FFI/RAPPORT-2005/01635	2) SECURITY CLASSIFICATION UNCLASSIFIED	3) NUMBER OF PAGES 55
1a) PROJECT REFERENCE FFI-V/1007	2a) DECLASSIFICATION/DOWNGRADING SCHEDULE -	
4) TITLE MODELLERING OG BESLUTNINGSTØTTESYSTEM I MILJØVERN		
5) NAMES OF AUTHOR(S) IN FULL (surname first) VOIE Øyvind Albert		
6) DISTRIBUTION STATEMENT Approved for public release. Distribution unlimited. (Offentlig tilgjengelig)		
7) INDEXING TERMS IN ENGLISH:		
a) <u>Fuzzy logic</u>		IN NORWEGIAN:
b) <u>Bioaccumulation</u>		a) <u>Fuzzy logikk</u>
c) <u>Model</u>		b) <u>Bioakkumulering</u>
d) <u>Bayesian network</u>		c) <u>Modell</u>
e) <u>Threatened species</u>		d) <u>Bayesiansk nettverk</u>
		e) <u>Truede arter</u>
THESAURUS REFERENCE:		
8) ABSTRACT A study of different bioaccumulation models for persistent organic pollutants has been performed. Based on these established models, and other studies from the literature, a more generic rule based bioaccumulation model based on fuzzy logic was proposed. In addition a system for risk assessment of land-use decisions on threatened species was developed. The system is based on ecological information indexing in a Bayesian network.		
9) DATE 02 Juni 2005	AUTHORIZED BY This page only Jan Ivar Botnan	POSITION Director

ISBN 82-464-0946-8

UNCLASSIFIED

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
 (when data entered)

INNHold

	Side	
1	INNLEDNING	7
1.1	Hensikt med oppholdet	7
1.2	Bakgrunn for arbeidet	8
1.2.1	Behov for en modell som kan predikere konsekvensen av tiltak i forurensede fjorder	8
1.2.2	Behov for beslutningsverktøy i forbindelse med landskapsforandringer	8
2	MODELLER FOR BIOAKKUMULERING AV PCB I ET NÆRINGSNETT	9
2.1	Innledning	9
2.2	Dynamisk matematisk modell for bioakkumulering av PCB	10
2.2.1	Innledning	10
2.3	Generell statistisk modell for bioakkumulering av persistente organiske miljøgifter basert på korrelasjoner mellom oktanol-vann koeffisient og bioakkumuleringsfaktor (BAF)	14
2.4	Sammenlikning av spesifikk matematisk modell og generell statistisk modell	16
2.5	En generell modell for bioakkumulering basert på fuzzy-logikk	17
2.5.1	Hvorfor bruke fuzzy-logikk?	17
2.5.2	Hva er fuzzylogikk?	18
2.5.2.1	Fuzzyfisering	18
2.5.2.2	Regel evaluering	18
2.5.2.3	Defuzzyfisering	19
2.5.3	Oppbygning av modellen	20
2.5.4	Konklusjon og videre arbeid	23
3	BAYESIANSKE NETTVERK OG EFFEKTEN AV LANDSKAPSFORANDRINGER PÅ TRUEDE ARTER	24
3.1	Innledning	24
3.2	Hva er Bayesianiske nettverk	24
3.3	Bakgrunn for artikkel	25
3.4	Diskusjon og arbeid videre	26
	LITTERATUR	27
	APPENDIKS	29
A.1	Artikkel	29
A.2	Modell for bioakkumulering	45

MODELLERING OG BESLUTNINGSSSTØTTESYSTEM I MILJØVERN

1 INNLEDNING

1.1 Hensikt med oppholdet

Forsvaret har et stigende behov for verktøy som kan hjelpe beslutningstagere i å foreta valg som er forenelig med virksomhetens miljømålsetninger. Dersom Forsvaret ikke inkluderer miljøvurderinger i beslutningsfasen kan det føre til uforutsette negative konsekvenser for miljøet som i verste fall ikke kan gjenopprettes. Forsvarets miljøsatsing har i flere tiår vært fokusert på gjenopprettelse av slike negative konsekvenser på miljøet som å rydde opp forurensninger og å reetablere skadet vegetasjon, noe som har vært kostbart og tidkrevende. Dersom Forsvaret tar miljøhensyn allerede i beslutningsfasen vil ubotelige miljøkonsekvenser reduseres og ressurser kan spares. Dette krever god miljøkunnskap og i flere tilfeller krever det gode modeller som kan forutsi miljøkonsekvensen av Forsvarets beslutninger.

Miljøkunnskap omfatter mange ulike typer kunnskap. Noe kunnskap er ervervet gjennom observasjoner og erfaring og er på en språklig form. Annen kunnskap er måledata og er tallfestet matematisk. En liten del av miljøkunnskapen er beskrevet nøyaktig med helhetlige modeller som inkluderer både årsak og konsekvens. Dette har en sammenheng med at noe av miljøkunnskapen er vanskelig å tallfeste for således å implementeres i en presis matematisk modell. Det hadde vært en fordel å benytte modeller som kan inkludere all miljøkunnskap, alt fra tommelfingerregler til presise matematiske formler. Slike metoder er etablert innenfor feltet kunstig intelligens – det vil si metoder som etterligner den menneskelige måte å resonere på. Man kan også kalle disse metodene upresise siden de står i kontrast til matematikkens presise metoder. Disse metodene har vist seg fruktbare på andre områder enn i å etterligne menneskelig adferd og resonering i en maskin og benyttes i dag innenfor et bredt spekter av systemer for kontroll og beslutningsstøtte.

Derfor fanget det min interesse da jeg kom over et avdeling ved et institutt i Toulouse i Syd Frankrike som kaller seg Biometrics and Artificial Intelligence Unit, INRA. INRA er et nasjonalt forskningsinstitutt for jordbruksforskning og har 257 forskningsavdelinger spredt over hele Frankrike. En av disse forskningsavdelingene; l'Unité de Biométrie et Intelligence Artificielle er lokalisert i Toulouse sammen med en del andre avdelinger. Ved denne avdelingen var jeg tilknyttet et prosjekt for matematisk modellering og beslutningsstøtte under Roger Martin-Clouaire. Selv om miljøvern ikke er så sentralt i Frankrike som i Norge hadde man et prosjekt gående på biomangfold. Mine ferdigheter lå nok litt utenfor det man hadde akutt behov for på avdelingen og dette førte til at jeg kunne arbeide med problemstillinger som burde være av interesse for Forsvaret.

1.2 Bakgrunn for arbeidet

1.2.1 Behov for en modell som kan predikere konsekvensen av tiltak i forurensede fjorder

Under oppholdet i Frankrike ble det opplyst om at prosjektet 813 ved FFI med stor sannsynlighet kunne få tildelt midler fra Forskningsrådets program "Forurensninger: kilder, spredning, effekter og tiltak (ProFo)". Programmet hadde på den tiden mottatt mange målinger av forurensningsnivåer i naturen, men savnet studier som kunne sette dette sammen til en helhetlig forståelse av stoffenes spredning fra kilder, deres effekter og konsekvensen av tiltak. FFI har under prosjekt 813 studert forurensning av PCB ved Haakonsvern med tanke på å få en slik helhetlig forståelse. FFI så derfor muligheten til å få støtte til utvikling av en modell som kunne binde resultatene sammen for å lettere kunne se sammenhengen i de resultatene som allerede var hentet inn. Ettersom samfunnet står overfor et forurensningsproblem i mange fjordsystemer ønsket ProFo seg en generalisert modell som også kunne benyttes for å modellere effekten av tiltak i alle typer fjordsystemer. FFI ville derfor se på mulighetene til å generalisere et slikt verktøy. På bakgrunn av disse opplysningene ble det arbeidet med modeller for bioakkumulering av PCB i et næringsnett med tanke på å binde en slik modell sammen med en abiotisk modell for skjebne og transport av PCB i et fjordsystem.

1.2.2 Behov for beslutningsverktøy i forbindelse med landskapsforandringer

Landskapsforandringer forårsaket av menneskelig aktivitet utgjør i dag den største trussel mot truede arter og biomangfold. Dette er miljøkvaliteter som også Forsvaret er forpliktet til å forholde seg til. Problemet med truede arter og biomangfold er at landskapsforandringene er forårsaket av individuelle beslutningstagere separert av tid og rom. Beslutningene kan være av typen nedhogging av en skog, anleggelse av en skytebane. Hver enkelt beslutning kan synes å ha begrensede konsekvenser, men summen av alle disse individuelle beslutningene kan over tid ha dramatiske konsekvenser for fauna og flora i landet. Det ligger en stor utfordring i å kunne utvikle et verktøy som kan si noe om konsekvensene for disse miljøkvalitetene ved mindre og større beslutninger og som kan vurdere summen av små diskrete beslutninger over tid. Bayesianiske nettverk (BN) er tidligere benyttet i økologi. De gir en metode til å representere forhold mellom utsagn eller variabler, selv om forholdene involverer usikkerhet, uforutsigbarhet eller unøyaktighet. Ettersom det ofte er knyttet usikkerhet til kunnskap om biomangfold og truede arter ble BN benyttet til å utvikle verktøyet. Informasjonen i et BN uttrykkes probabilitetisk noe som er egnet ved vurdering av risiko. BN forventes å kunne ha nytteverdi innenfor mange områder av risikovurdering og beslutningsstøtte. Blant har FOI utviklet et BN for risikovurdering av områder med blindgjengere.

2 MODELLER FOR BIOAKKUMULERING AV PCB I ET NÆRINGSNETT

2.1 Innledning

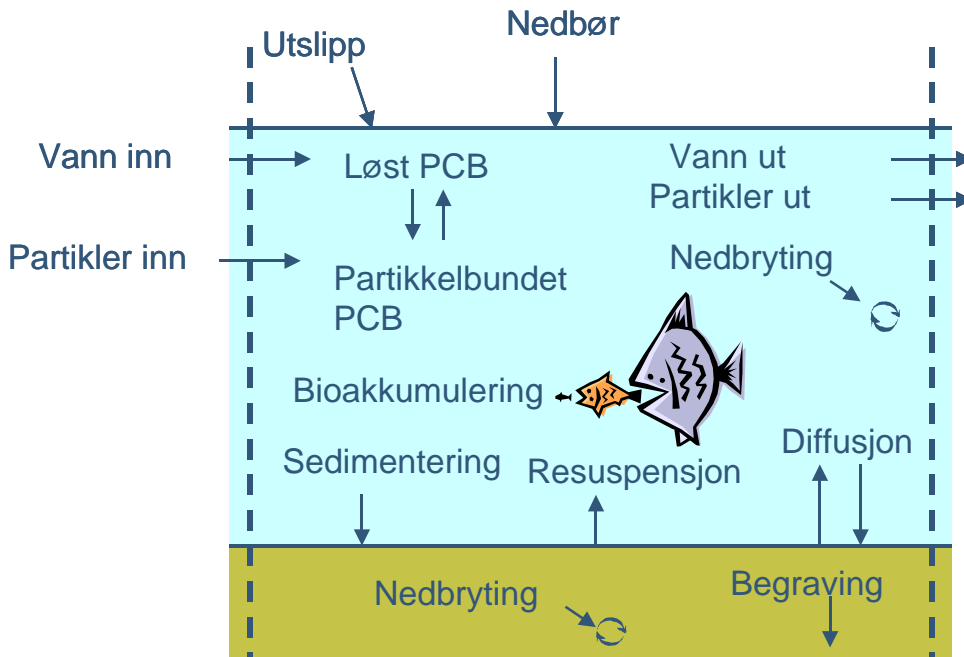
En av de største miljøutfordringer man har i Norge er våre forurensede fjorder og havneområder. Høye konsentrasjoner av miljøgifter skyldes først og fremst gamle industriutslipp. I en del fjorder og havneområder er innholdet av miljøgifter så høyt at det kan være helseskadelig å spise fisk og skalldyr. Her har Statens næringsmiddeltilsyn innført råd om begrenset konsum. Noen steder er det også restriksjoner på omsetning av fisk og skalldyr. De fleste kostholdsrådene skyldes PCB eller PAH i fiskelever eller blåskjell. Til sammen er det kostholdsråd i 31 havne- og fjordområder per september 2003. Det totale området med kostholdsråd har økt de siste årene. Denne økningen skyldes ikke en forverring av miljøtilstanden, men kartlegging av nye havneområder. Det er fortsatt store kunnskapshull når det gjelder å vurdere hvilke effekter de forurensede områdene har på helse og miljø og når det gjelder å vurdere hvilket tiltak man bør velge for å løse problemet. FFI har over en lengre periode vært involvert i overvåking ved marinebasen Haakonsvern i forbindelse med mudring av forurensede sedimenter. Det har med tiden blitt generert en stor mengde data som ville være viktig å benytte for å vurdere fremtidige tiltak i andre fjorder. For å få et større utbytte av denne informasjonen bør den integreres i en helhetlig modell som kan predikere konsentrasjoner i sediment, vann og biota som en funksjon av tiden. Spørsmål man ønsker å få svar på er blant annet hvilken konsentrasjon bør sedimentene ha for å sikre at fisk kan spises uten helserisiko? Holder det å rydde opp små områder med sterkt forurensede sedimenter (såkalte hot spots), eller må man gjøre tiltak i hele fjorden? Har små tilslag av PCB gjennom nedbør og diffuse kilder på land betydning for konsentrasjonen i fisk?

Den tradisjonelle metoden for å modellere et slikt system har vært å dele inn systemet i mange ulike "compartments" hvor relasjonene mellom hvert compartment beskrives med differensiallikninger. Slike modeller er beskrevet tidligere av diverse forfattere (Thomann et al., 1992; Gobas and McCorquodale, 1992; Loizeau et al., 2001). Mekanistiske modeller som er bekreftet av eksterne data har den fordel at de bidrar med verdifull innsikt i fenomenene bak biokonsentrering og bioakkumulering og videre, siden de inkluderer metabolske prosesser, er de også i stand til å modellere akkumulering av mindre persistente stoffer. Utfordringen med slike modeller er at de krever mye informasjon om de ulike artene i næringsnettene når det gjelder respirasjonsrater, inntakrater, ekskresjonsrater og næringspreferanser, noe som i de fleste tilfeller ikke er kjent. En enklere tilnærming utnytter korrelasjoner mellom et stort antall måledata fra vann og ulike organismer for på den måten å kunne lage en statistisk modell, hvor målet er å predikere bioakkumulering av persistente organiske miljøgifter i et forenklet næringsnett (Voutsas et al., 2002). En tredje måte å modellere bioakkumulering er å benytte seg av fuzzy logikk. Dette har ikke vært utført tidligere. Fordelen er at man kan implementere mange typer ulik informasjon, slik som informasjon fra de overnevnte modeller, men også andre korrelasjoner og data av ulik karakter. Målsetningen med dette arbeidet var å sette seg inn i ulike typer for modellering og sammenlikne dem med tanke på anvendelse i risikovurdering av marine sjøforurensninger og tiltaksvurdering i forurensede fjorder. Videre ønsker man å benytte en slik modell for å lage en helhetlig modell for å vurdere effekten av tiltak i Haakonsvern og liknende forurensede fjordsystemer.

2.2 Dynamisk matematisk modell for bioakkumulering av PCB

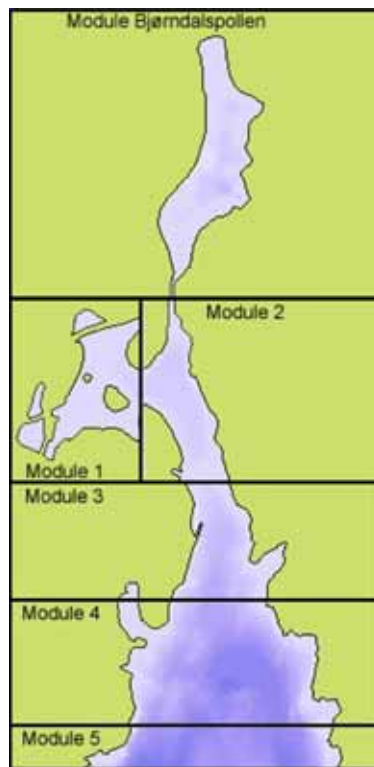
2.2.1 Innledning

Planen med å lage en modell for bioakkumulering av PCB var å senere koble den sammen med en abiotisk modell for kilder, spredning, og transformasjon av PCB i et fjordsystem. De interaksjonene som tenkes beskrevet i en slik modell er anskueliggjort i Figur 1.



Figur 2.1 Oversikt over prosesser som er viktige for å modellere PCB i et fjordsystem

For å gjøre modellen bedre kan prosessene som inngår i Figur 2.1 ses på som en modul, hvor flere moduler kobles sammen for å beskrive dynamikken i et fjordsystem (Se Figur 2.2). På den måten kan man beskrive delområder av fjordsystemet mer nøyaktig ettersom har mulighet til å variere parameterne fra modul til modul i samsvar med det som kan observeres i delområdene. I Frankrike ble studiene begrenset til prosessen som er referert til som bioakkumulering i Figur 2.1, en prosess som er meget kompleks i seg selv. Ideelt sett burde en modell for bioakkumulering av PCB inkludere alle populasjoner og forbindelsene mellom dem, beregnet i henhold til habitat, årstid, vektklasser, og livshistorie, men på grunn av begrensninger på data og generell kunnskap er man nødt til å gjøre visse forenklinger.



Figur 2.2 Fjorden utenfor Haakonsværn delt inn i moduler, hvor hver modul inneholder matematiske uttrykk for prosessene vist i Figur 2.1

Et forenklet næringsnett ble sammensatt av artene i Tabell 2.1. Næringsnettet inkluderer både pelagisk fauna og bunnlevende fauna. Tabellen gir også en oversikt over næringspreferanser for de ulike artene. Næringspreferansene for enkelte organismer forandrer seg med året. Det er derfor mulig å gjøre modellen litt mer nøyaktig ved inkludere dette i modellen. Dette ble forsøkt med noen av organismene hvor det forelå slike data.

Konsument	Mat												
	Alger/Plankto	Detritus	Sediment	Zooplankton	Mysid	Strandreke	Kutling	Tallerkenskjell	Slangestjerne	Leddorm	Mudderreke	Sandflyndre	Torsk 0
Zooplankton	0,5	0,5											
Mysid		0,2		0,8									
Strandreke		0,2		0,8									
Kutling		0,05		0,55	0,4								
Tallerkenskjell	0,75		0,25										
Slangestjerne	1,0												
Leddorm	0,25		0,75										
Mudderreke			1,0										
Sandflyndre							0,6	0,17	0,13	0,09			
Torsk 0				0,12		0,04	0,65	0,03	0,02			0,09	
Torsk						0,04	0,45	0,03	0,02			0,09	0,12

Tabell 2.1 En skjematisert fremstilling av et forenklet næringsnett. Tabellen angir hvilke av artene i kolonnen til venstre som spiser mat fra raden til høyre. Verdien angir andel av totalt matinntak.

Næringsnettet består av 13 biologiske ”compartments” i tillegg til sediment og detritus (dødt organisk materiale). Organismene akkumulerer PCB fra den maten de spiser og fra PCB løst i vann, dermed er begge disse opptaksveiene inkludert i modellen. Modellen er basert på arbeidet til Thomann (1989). De artspesifikke parameterne for respirasjon, matinntak, vekst og ekskresjon er tatt fra arbeidene Loizeau og Menesguen (1993), Loizeau et al (2001), Salvanes et al (1992), og Lambert and Dutil (2001). Alle parametere er listet opp i Appendiks A, utenom parametere for temperatur, oksygenkonsentrasjon og tetthet av fytoplankton. Disse parameterne varierer med tiden og bør modelleres for hver lokalitet. Det er disse parameterne som driver modellen. I denne modellen er det laget funksjoner for disse parameterne basert på maksimum og minimumsmålinger gjennom året. Dette kan gi opphav til noe usikkerhet i modellen da disse parameterne i virkeligheten varierer fra år til år.

For det første trofiske nivået, detritus og fytoplankton, ble det benyttet en enkel fordelingsformel. Prinsippet er at distribusjonen av PCB er relatert til oktanol-vann koeffisienten og til fettinnholdet i partiklene. For fytoplankton kan fordelingskoeffisienten (K_p , ml/g) for PCB med log oktanol-vann koeffisient ($\log K_{ow}$) mellom 5,5 og 6,4 regnes ut med følgende formel:

$$\log(K_p) = 0,36 \times \log(K_{ow}) + \log(F_{lip}) + 0,2 \quad (2.1)$$

Hvor F_{lip} (g/g) er fraksjonen av fett i fytoplankton. For PCB med $\log K_{ow}$ mellom 6,4 og 7,8 er formelen:

$$\log(K_p) = 0,38 \times \log(K_{ow}) + \log(F_{lip}) + 0,714 \quad (2.2)$$

$$C_{phyto} = C_w \times K_w \quad (2.3)$$

Hvor C_{phyto} er konsentrasjonen av PCB i fytoplankton (ng/g) og C_w er konsentrasjonen av PCB løst i vann (ng/l) (Loizeau et al., 2001).

Distribusjonen av PCB i detritus er avhengig av K_{ow} , fraksjon organisk karbon i detritus (F_{oc}) og organisk karbon fordelingskoeffisienten (K_{oc}).

$$C_{Det} = K_{oc} \times F_{oc} \times C_w \quad (2.4)$$

Hvor C_{Det} er konsentrasjonen i detritus på en tørrvekstbasis (ng/g) (*Ibid*).

$$\log(K_{oc}) = 0,75 \times \log(K_{ow}) + 0,187 \quad (2.5)$$

Videre for alle de andre biotiske compartments er x_i konsentrasjonen av PCB i det i-te compartment på en våtvektbasis (ng/g). C_w er konsentrasjonen av PCB løst i vann (ng/l), assimilasjonseffektiviteten av det løste PCB er $\alpha_{i,w}$. Opptaksraten av løst POP for organisme i er R_i (l/g \times d), ekskresjonsraten er E_i og vekstraten er G_i , begge i d^{-1} . Inntaksraten av mat er N_i (g predator (i)/g matorganisme (j) \times d). Den kjemiske assimilasjonseffektiviteten av POP i føden er β_i og

næringspreferansen for predator (i) for matorganisme (j) (og for detritus og fytoplankton) er $Q_{i,j}$ under betingelsen at $\sum Q_{i,j} = 1$. Akkumuleringen av kjemikaliet av det i-te biotiske compartment kan beskrives med følgende generelle formel:

$$\frac{dx(i)}{dt} = 0 = R_i \times C_w \times \alpha_{iw} + \left(\sum_j^n \beta \times Q_{i,j} \times N_i \times x_j \right) - (E_i - G_i) \times x_i \quad (2.7)$$

Den første delen av likningen, $R_i \times C_w \times \alpha_{iw}$, representerer det direkte opptaket av PCB fra vannet. Den andre delen innenfor den første parenteser representerer opptaket av PCB gjennom føden hvor alle matkilder oppsummeres. Den siste delen, $(E_i - G_i) \times x_i$, representerer utskillelsen av PCB ved ekskresjon og fortykning ved vekst av organismen (*Ibid*). Opptaksraten av PCB løst i vann har sammenheng med respirasjonsraten av organismen og konsentrasjonen av oksygen i vannet (C_{O_2}):

$$R_i = \frac{R_{iO_2}}{C_{O_2}} \quad (2.8)$$

Den kjemiske assimilasjonseffektiviteten (α_w) er en enkel funksjon av oktanol-vann koeffisienten (K_{ow}) (Thomann et al. 1992).

$$\log \alpha_w = 2,9 - 0,5 \times \log(K_{ow}), (6,5 < \log(Kow) < 10), \text{ hvor} \quad (2.9)$$

$$\alpha_w = 0,8, (4,5 < \log(Kow) < 6,5)$$

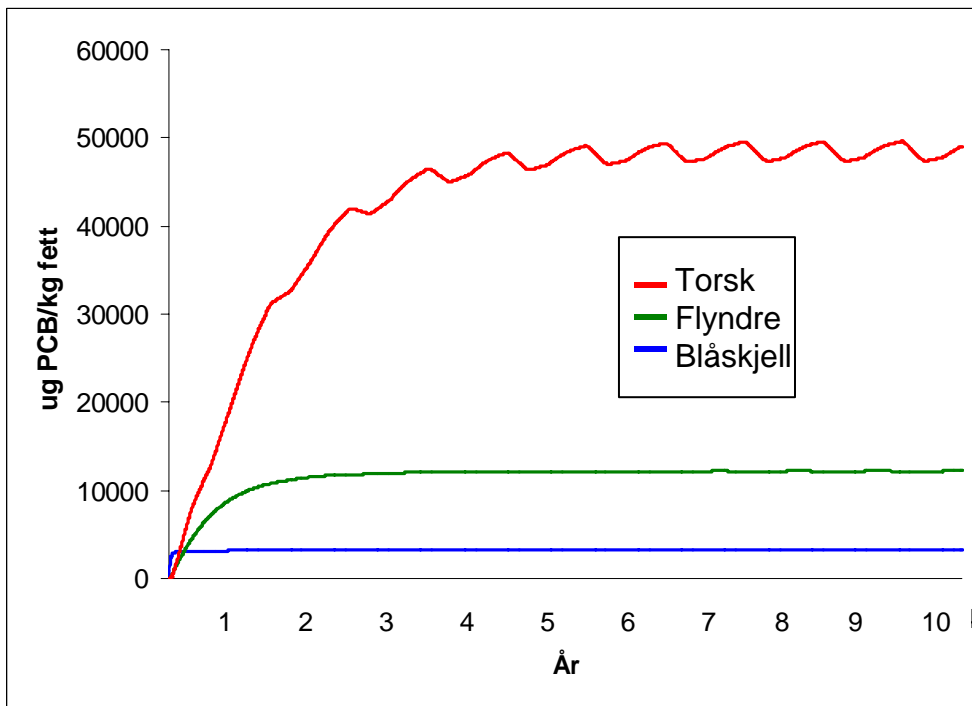
Raten for opptak av mat (N_i) er kalkulert fra energiforbruket til organismen og er gjerne avhengig av temperatur. Ved inntak av PCB via føde blir bare en fraksjon av PCB faktisk absorbert av organismen. Det er usikkerhet rundt assimilasjonseffektiviteten (β_i), og er antatt å variere for ulike føde og med oktanol-vann koeffisienten. Ved å måle noen verdier for kongenerer i en stoffgruppe – for eksempel PCB, kan β_i for resten av kongenerene predikeres. Ekskresjonsraten (E_i) er ofte en funksjon av vekt og inntaksrate. Vekstraten (G_i) kan kalkuleres ut i fra lengde-vekt og alder-vekt relasjoner. Den relative daglige vekst kan uttrykkes som:

$$G_i = (e^{gi} - 1), \text{ hvor} \quad (2.10)$$

$$gi = \left(\frac{\ln(W_{t_2}) - \ln(W_{t_1})}{t_2 - t_1} \right)$$

Hvor W_{t_2} og W_{t_1} er vekten til fisken ved tid t_2 og t_1 . Siden vanntemperatur (T), oksygeninnhold (C_{O_2}), og innhold av alger (chloro) varierer i løpet av året ble disse lagt inn som tidsvariable. Dette gjelder også for næringspreferansen $Q_{i,j}$.

Modellen ble utviklet i Matlab (Mathworks) og kan leses i Appendiks A. Modellen er foreløpig ikke kalibrert ved hjelp av eksterne måledata, men er planlagt implementert i en helhetlig modell for Haakonsvern, hvor det foreligger måledata som kan benyttes til kalibrering av modellen.



Figur 2.3 Simulert bioakkumulering av kongeneren PCB 153 i blåskjell, flyndre og torsk gitt en konstant vannkonsentrasjon på 0.01 $\mu\text{g/l}$.

De foreløpige resultatene (Figur 2.3) viser store forskjeller mellom trofiske nivåer og at en det oppstår en raskere likevekt mellom organismen og miljøet i de lavere trofiske nivåene som for blåskjell enn for høyere trofiske nivåer som flyndre og torsk. Dette er i samsvar med hva man observerer i naturen. Konsentrasjonen av PCB i torsk stabiliseres rundt en likevekt på 50 mg/kg fett, flyndre på 10 mg/kg fett og blåskjell 3 mg/kg fett. Verdiene er normalisert til fettinnhold i organismene ettersom bioakkumuleringen av PCB er korrelert med denne faktoren.

2.3 Generell statistisk modell for bioakkumulering av persistente organiske miljøgifter basert på korrelasjoner mellom oktanol-vann koeffisient og bioakkumuleringsfaktor (BAF)

I en modell for modellering av tiltak som skal kunne gjelde for alle fjordsystemer må man nødvendigvis forenkle det biotiske systemet, ettersom dette varierer fra sted til sted med tanke på sammensetning av arter, næringspreferanser og andre forhold. Denne modellen baserer seg på en slik forenkling og generalisering av det akvatiske næringsnett og er beskrevet av Voutsas et al. (2002). Dataene er klassifisert i fire generaliserte trofiske nivåer, hvor det første utgjør plankton – både planteplankton og zooplankton, det andre utgjør bunnlevende fauna, det tredje utgjør planktonspisende fisk, og det siste utgjør fiskespisende fisk. Modellen er bygget på korrelasjoner mellom en stor mengde måledata. Den komplette databasen som ble brukt til utviklingen og valideringen av modellen er tilgjengelig på følgende Internettadresse:

<http://tpl.chemeng.ntua.gr/pdf/baf.pdf>.

Korrelasjonen tar ikke utgangspunkt i totalkonsentrasjonen av stoffene i vann, men i den fraksjonen som er løst. Videre er konsentrasjonen av stoffene normalisert til fettinnholdet i organismen. Korrelasjonene som ble funnet kan fremstilles matematisk med følgende likninger:

$$x_i = BAF_i \times C_w \quad (2.11)$$

Hvor x_i er konsentrasjonen i organismer pr. fettinnhold og hvor bioakkumuleringsfaktoren (BAF) har følgende verdier for fire ulike trofiske nivåer.

For trofisk nivå 1 (plankton):

$$\log BAF_1 = -0,1301(\log Kow)^2 + 2,5301 \times \log Kow - 3,52 \quad (2.12)$$

Hvor Kow er oktanol-vann koeffisienten for det aktuelle stoffet (korrelasjonskoeffisient $r^2 = 0,620$).

For trofisk nivå 2 (bentiske invertebrater):

$$\log BAF_2 = 0,0995(\log Kow)^2 + 2,28551 \times \log Kow - 3,1516 \quad (2.13)$$

$(r^2 = 0,713)$

For trofisk nivå 3 (planktonspisende fisk) :

$$\log BAF_3 = 0,0977(\log Kow)^2 + 2,3852 \times \log Kow - 3,693 \quad (2.14)$$

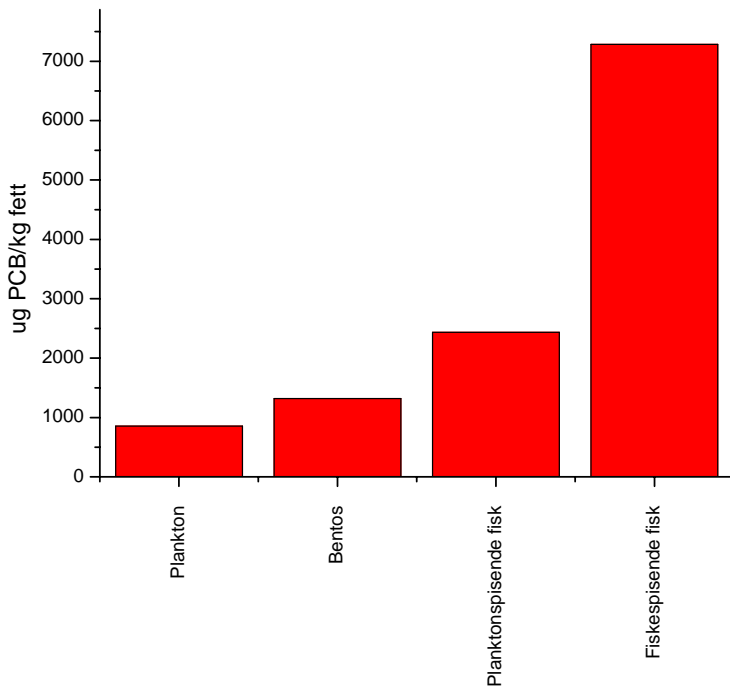
$(r^2 = 0,912)$

For trofisk nivå 4 (fiskespisende fisk):

$$\log BAF_4 = 0,0278(\log Kow)^2 + 1,6604 \times \log Kow - 1,6135 \quad (2.15)$$

$(r^2 = 0,929)$

Dersom vi løser disse likningene med vannkonsentrasjon $C_w = 0,01 \mu\text{g/l}$ får vi følgende konsentrasjoner i de ulike trofiske nivåene gitt per vektenhet fett; plankton; 865 $\mu\text{g/kg}$ fett, bentos; 1319 $\mu\text{g/kg}$ fett, planktonspisende fisk 2434 $\mu\text{g/kg}$ fett, fiskespisende fisk 7285 $\mu\text{g/kg}$ fett (Figur 2.4).



Figur 2.4 Bioakkumulering av PCB kongeneren 153 i plankton, bentos, planktonspisende fisk og fiskepisende fisk gitt en vann konsentrasjon C_w på $0,01 \mu\text{g/l}$.

2.4 Sammenlikning av spesifikk matematisk modell og generell statistisk modell

En sammenlikning av den matematiske og den generelle statistiske modellen viser at den matematiske modellen gir høye verdier i forhold til den statistiske modellen. Det kan vise seg at denne forskjellen vil jevne seg ut ved implementering av den matematiske modellen i et abiotisk system hvor det er prosesser som påvirker vannkonsentrasjonen. Konstant vannkonsentrasjon er ikke vanlig i naturen. En annen grunn til at den matematiske modellen kan overestimere bioakkumulering i forhold til den statistiske modellen er at fisk vil være i bevegelse og kan bevege seg mellom vannmasser med ulik vannkonsentrasjon. Den matematiske modellen avslører videre at det er et stort sprik mellom torsk og flyndre som begge er fiskepisende fisk. Dette kan medføre en stor usikkerhet i en eventuell prediksjon utført med den statistiske modellen. Fordelen med den er at den kan benyttes i alle fjordsystemer.

Dersom nøyaktighet vil være av betydning er den matematiske modellen et klart valg siden den kan skreddersys til å gjelde et spesifikt system med unike arter. Nøyaktigheten kan sikres ytterligere ved gode studier av lokale næringsnett og andre parametere av betydning. Blant annet må man kjenne de ulike respirasjonsrater og ekskresjonsrater for alle organismene i næringsnettet. Man har også muligheten til å kalibrere modellen med eksterne måledata. Denne prosessen er imidlertid lang og kostbar. Detaljnivået i den matematiske modellene er allikevel meget verdifull for å gi forståelse for mekanismen bak bioakkumulering. Slik kan verdifulle sammenhenger først studeres i en matematisk modell for så å ekstraheres og implementeres i

enklere generelle modeller.

Begge modeller kan kobles til en dynamisk abiotisk modell ettersom vannkonsentrasjonen er eneste input som behøves. Dermed kan man simulere tiltak som for eksempel opprydning av foruenset sediment og simulere konsekvensene av tiltaket i spiselige organismer over en periode på mange år. Den generelle modellen er svært praktisk å utnytte til risikovurderinger, hvor tid og økonomiske ressurser er begrenset, eller hvor man ønsker å lage en prioriteringsliste for forurensede områder. Senere i rapporten følger et eksempel på hvordan man kan utvikle en mellomting mellom den nøyaktige matematiske modellen og den generelle statistiske modellen basert på fuzzy-logikk.

2.5 En generell modell for bioakkumulering basert på fuzzy-logikk

Kombinasjonen av fuzzy-logikk og ekspertsystemer til fuzzy regel-baserte systemer har vist seg å være fruktbart innenfor miljømodellering, for eksempel innenfor forvaltning (Pesti et al. 1996, Lee et al. 1997), konsekvensvurderinger (van der Werf og Zimmer, 1998), populasjonsøkologi (Daunicht et al. 1996, Bock og Salski 1998, Kamplicher et al. 2000) eller i økosystemanalyser (Uhrmacher et al. 1997). For en oversikt over de forskjellige bruksområdene for fuzzy logikk kan man også lese to spesialnummer av *Ecological Modelling* (volume 85, issue 1 og volume 90 issue2). Tiden strakk ikke til for å ferdigstille en modell. Dette er også mer hensiktsmessig å gjøre etter at det er arbeidet mer med den abiotiske delen av denne visjonen. Det ble imidlertid arbeidet med å finne det mest hensiktsmessige modellverktøyet. Det vil bli vist med eksempler hvordan en modell basert på Fuzzy-logikk kan bygges på toppen av andre modeller og integrere kunnskap fra flere kilder og dermed "skreddersy" et verktøy som dekker spesielle behov om en generell modell som kan ta hensyn til viktige lokale parametere, men som ikke krever for mye stedsspesifikke data.

2.5.1 Hvorfor bruke fuzzy-logikk?

Utgangspunktet for å benytte seg av fuzzy-logikk for dette problemet er at ingen av de to modellene beskrevet over fullt ut tilfredstiller de behovene vi har. Den matematiske modellen krever for mye stedsspesifikke input-data til at det vil være lønnsomt å benytte den i et generalisert system som skal kunne benyttes for alle fjordsystemer. Samtidig er den statistiske modellen for rigid og enkel til vårt formål. Imidlertid er det mye nyttig informasjon i disse modellene som er hensiktsmessig å bygge videre på. Ettersom fuzzy-logikk kan bygges på toppen av ekspertkunnskap er det mulig å bygge fuzzy-modellen på sammenhenger etablert i de andre modellene. Fuzzy-logikk er også fleksibelt slik at man kan legge til flere funksjoner til systemet i etterkant uten å starte fra begynnelsen av. Dermed kan man benytte et fuzzy-system til å skreddersy en modell som vil være en mellomting mellom den matematiske og den statistiske modellen med tanke på detaljeringsgrad og funksjonalitet.

2.5.2 Hva er fuzzylogikk?

I "vanlig" logikk, dvs. logikk med SANT/USANT eller TRUE/FALSE opererer man med kun 2 mulige verdier. Ofte representerer man disse verdiene med 0 (null) for USANT og 1 (en) for SANT. Fuzzylogikk utvider dette ved å si at et utsagn kan ha en varierende grad av "sannhet". Fuzzylogikk er organisert i tre steg; fuzzyfisering, regel evaluering og defuzzyfisering.

2.5.2.1 Fuzzyfisering

Fuzzyfisering oversetter fra virkelige verdier til fuzzyverdier ved hjelp av medlemskapsfunksjoner. I det følgende eksempelet ønsker man å lage et system for å kontrollere avrenning av tungmetaller fra en skytebane ved å regulere strømstyrken på et elektrofilter. Tungmetaller i bekker kan utgjøre et problem i resipienter hvor de kan utgjøre en trussel for lokal fauna, husdyr og mennesker. Målsetningen er derfor å kontrollere avrenningen og holde vannkonsentrasjonen av bly under et visst nivå. Man kan forestille seg at man har et automatisk system for logging av tungmetallkonsentrasjon og et system for logging av vannføring. Disse dataene går inn i en modell som regulerer strømstyrken på et elektrofilter som kan rense vannet etter behov. Medlemskapsfunksjonene i Figur 2.2 oversetter en logget vannkonsentrasjon av bly = 1,0 til fuzzyverdiene (grad av medlemskap) Lav = 0,25, Medium = 0,75 og Høy = 0,0.

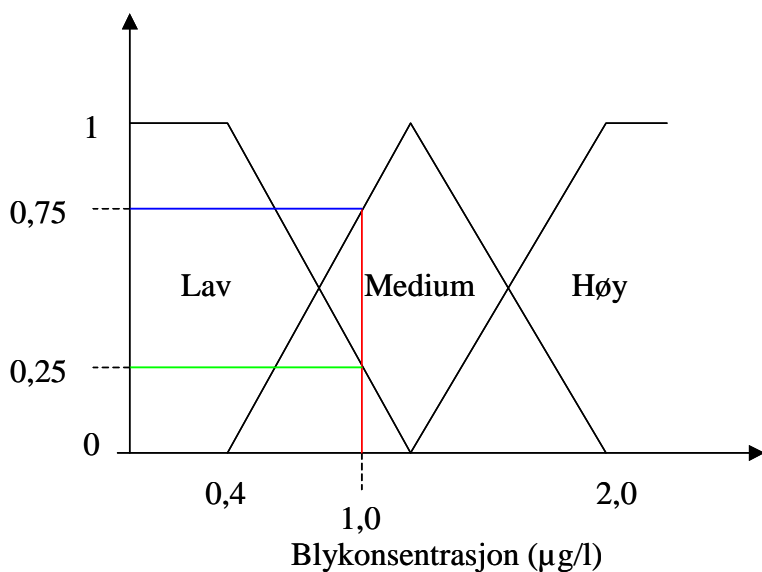


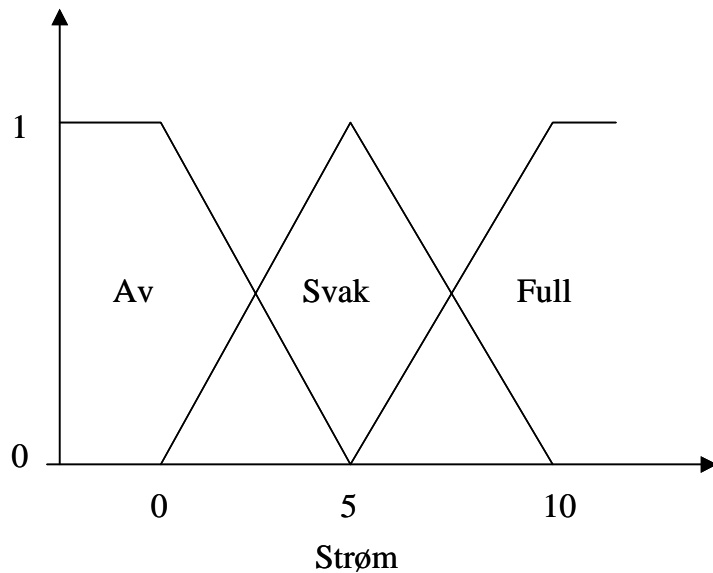
Figure 2.1 Grafisk fremstilling av medlemskapsfunksjoner.

2.5.2.2 Regel evaluering

Dersom man har en regel på denne formen: IF *Konsentrasjon* = *Medium* AND IF *Vannføring* = *Liten*, THEN *Strøm* = *Moderat*, og at medlemskapsverdiene *Medium* = 0,25 og *Liten* = 0,8. Da blir medlemskapsverdien *Moderat* = 0,25 som er minimumsverdien av medlemskapsverdiene til forutsetningene.

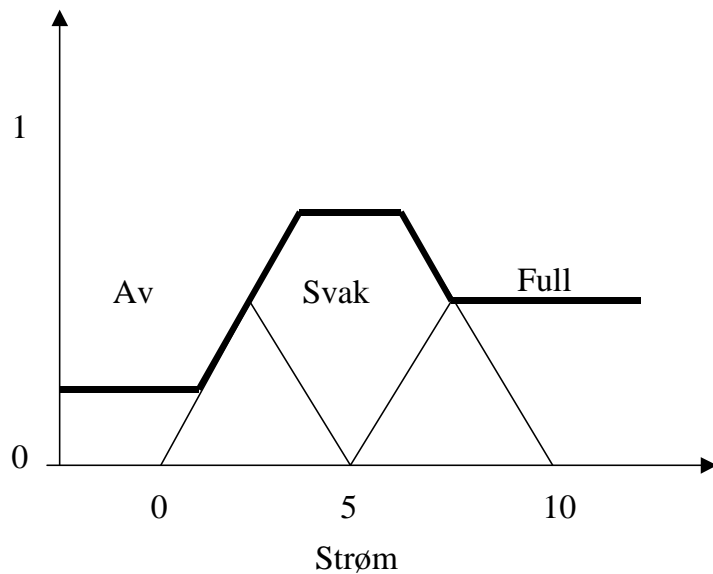
2.5.2.3 Defuzzyfisering

Etter at reglene er evaluert er det nødvendig å oversette fuzzyverdiene tilbake til virkelige verdier. Vi trenger derfor å vite medlemskapsfunksjonene for hver outputvariabel slik som i Figur 2.3.



Figur 2.3 Medlemskapsfunksjoner for outputvariablene.

Dersom medlemskapsverdiene er $Av = 0,2$, $Svak = 0,8$ og $Full = 0,5$ blir hver medlemskapsfunksjon skåret over til den tilsvarende medlemskapsverdi slik som vist i Figur 2.4.



Figur 2.4 Fuzzypolygon

Det er nå dannet et polygon tegnet opp med tykk strek i Figur 2.4. Senteret i polygonet som resulterer fra slutningsprosessen projiseres ned på x -aksen og dets koordinater x_{cg} kan bli

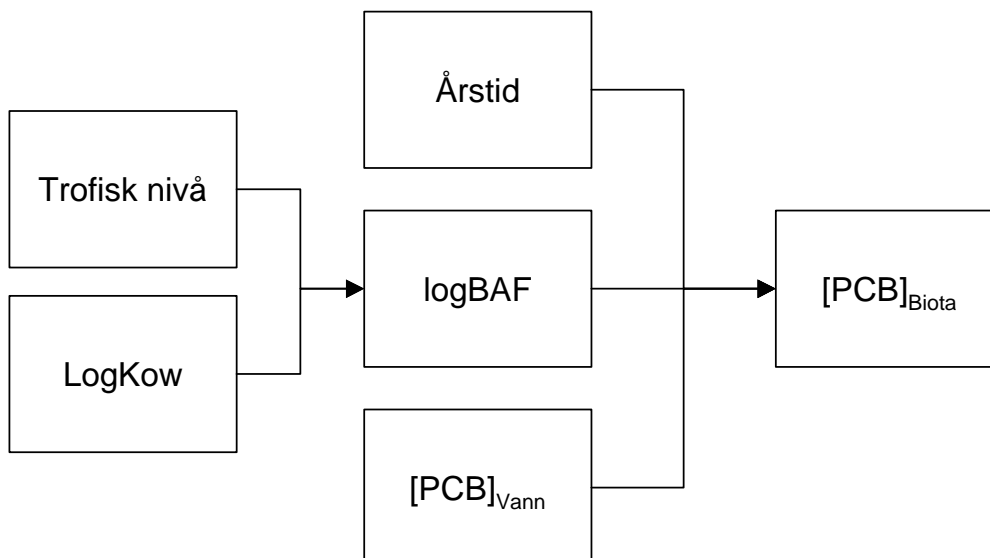
beregnet ved hjelp av ”tyngdepunktsenter metoden”;

$$x_{cg} = \frac{\int_{x_v}^{x_h} xf(x)dx}{\int_{x_v}^{x_h} f(x)dx} \quad (2.16)$$

Hvor x_h og x_v er den høyre og den venstre enden av polygonet og $f(x)$ er grenselinje funksjonen av polygonet. I dette eksempelet blir $x_{cg} = 6,3$.

2.5.3 Oppbygning av modellen

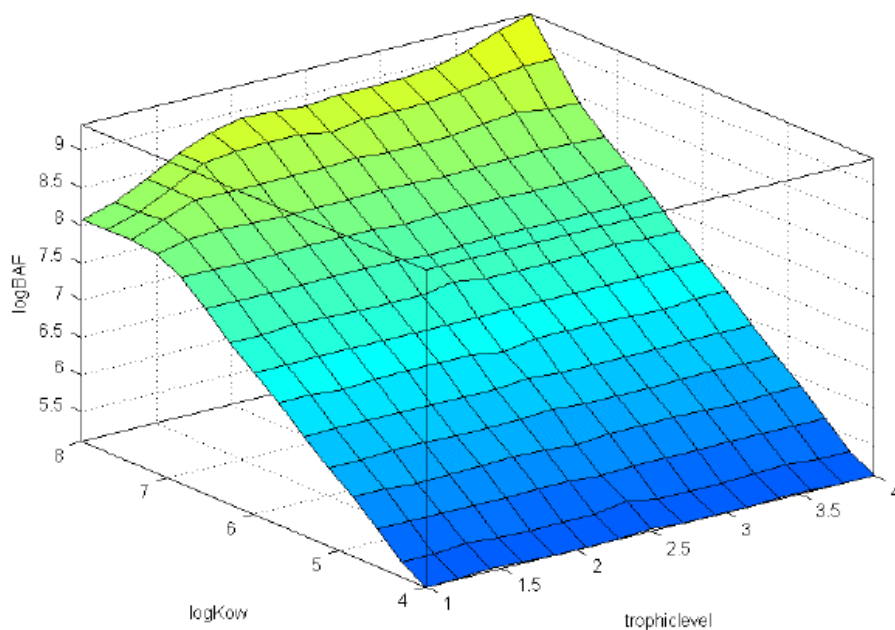
I dette eksempelet er modellen bygget på toppen av den generelle statistiske modellen beskrevet i kapittel 2.3, utviklet av Voutsas et al., 2002. I tillegg er kunnskap om variasjoner mellom årstidene fra den matematiske modellen integrert. Det er spesielt algeoppblomstringen i sommerhalvåret som er årsaken til at miljøgiftene blir noe fortynnet på mer biomasse. Modellen ble laget i ”Fuzzy toolkit” som kan fås som tilbehør i Matlab fra Mathworks. I den generelle statistiske modellen er konsentrasjonen i organismene avhengig av PCB-konsentrasjonen i vann og bioakkumuleringsfaktoren (BAF). BAF er selv avhengig av organismens trofiske nivå og stoffets oktanol-vann koeffisient. Ut fra disse sammenhengene kan man konstruere et fuzzy-system slik som beskrevet i Figur 2.5. hvor sammenhengene er tilordnet visse regler. Reglene er listet opp i Tabell 2.2. Det understrekes at modellen lar seg lett bygge ut for å innbefatte andre parametere, slik som organisk innhold i vannsøylen. På denne måten er det mulig å lage en modell som ligger et sted mellom den generelle og den spesifikke modellen, hvor man lar noen input data være generelle, mens noen må måles lokalt. Dette kan være hensiktsmessig dersom det skulle vise seg at enkelte lokale parametere er svært utslagsgivende i modellen. Figur 2.5 viser en grafisk fremstilling av en slik fuzzy-modell.



Figur 2.5 Skjematisk fremstilling et fuzzy regel-basert system for bioakkumulering.

Regel	trofisk nivå	log_Kow	log_BAF
1	plankton	lav	lav
2	plankton	ganske_lav	ganske_lav
3	plankton	ganske_høy	ganske_høy
4	plankton	høy	ganske_høy
5	bentisk_fauna	lav	lav
6	bentisk_fauna	ganske_lav	ganske_lav
7	bentisk_fauna	ganske_høy	ganske_høy
8	bentisk_fauna	høy	ganske_høy
9	planktonspisende_fisk	lav	lav
10	planktonspisende_fisk	ganske_lav	ganske_lav
11	planktonspisende_fisk	ganske_høy	ganske_høy
12	planktonspisende_fisk	høy	ganske_høy
13	fiskespisende_fisk	lav	lav
14	fiskespisende_fisk	ganske_lav	ganske_lav
15	fiskespisende_fisk	ganske_høy	ganske_høy
16	fiskespisende_fisk	høy	høy

Tabell 2.2 Eksempler på regler i fuzzysystem for bioakkumulering. Les hver regel som IF forutsetning_1 AND forutsetning_2, THEN konsekvens.



Figur 2.6 Grafisk fremstilling et fuzzyregel-basert system for sammenhengen mellom oktanol-vann koefisienten ($\log Kow$), trofisk nivå og bioakkumuleringsfaktoren (BAF). Dette tilsvarer det første leddet i den grafiske fremstillingen i Figur 2.5.

2.5.4 Konklusjon og videre arbeid

Det er foreslått et fuzzyregel-basert system for å lage en integrert generell modell for kilder, skjebne, transport og bioakkumulering av POPs i norske fjordsystemer. Det beste argumentet for å basere seg på et system basert på fuzzy-logikk er at systemet kan bygges på toppen av verdifull miljøinformasjon fra flere ulike kilder, samtidig som detaljeringsgraden og nøyaktighetene kan justeres etter behov.

En annen fordel med fuzzy-logikk er at den kunstige inndelingen av ulike trofiske nivåer i den statistiske modellen viskes ut i fuzzymodellen. I virkeligheten vil det være store forskjeller innenfor kategorien fiskepisende fisk hva angår trofisk nivå, noe som vil innvirke på bioakkumuleringen (se Figur 2.3 for flyndre og torsk). Trofisk nivå kan måles ved tilstedeværelsen av enkelte isotoper av nitrogen (Ruus et al., 2002). Dermed kan fuzzysystemet på en rask og elegant måte muliggjøre et mer nøyaktig innvalg på trofisk nivå basert på nitrogenisotoper istedenfor å måtte velge mellom de statiske klassene i den generelle modellen.

I tillegg til å lære om mulighetene i bruk av fuzzy-logikk er nyttig kompetanse bygget opp i forbindelse med modellering av bioakkumulering av miljøgifter i biota. Den matematiske modellen kommer til å utgjøre en viktig del av en helhetlig modell for kilder, spredning, effekter og tiltak ved marinebasen Haakonsvern. En modell vil bli utviklet for å beskrive alle de prosesser som er beskrevet i Figur 2.1, for å knytte de sammen med modellen for bioakkumulering beskrevet i denne rapporten.

En dypere forståelse er ervervet for de prosesser som er involvert i bioakkumulering av miljøgifter. Kompetanse er bygget opp i bruk av Matlab, et program som kan vise seg å bli viktig i utviklingen av andre beslutningsverktøy.

3 BAYESIANSKE NETTVERK OG EFFEKTEN AV LANDSKAPSFORANDRINGER PÅ TRUEDE ARTER

3.1 Innledning

Landskapsforandringer forårsaket av menneskelig aktivitet utgjør i dag den største trussel mot truede arter og biomangfold. I dette arbeidet er det benyttet et Bayesiansk nettverk for å predikere risikoen for å miste habitater for organismer inkludert i den norske rødlista ved ulike former for inngrep i landskap og naturtyper. Kunnskap om risikoen for utryddelse av arter ekstrapoleres til områder hvor det ennå ikke foreligger slik kunnskap.

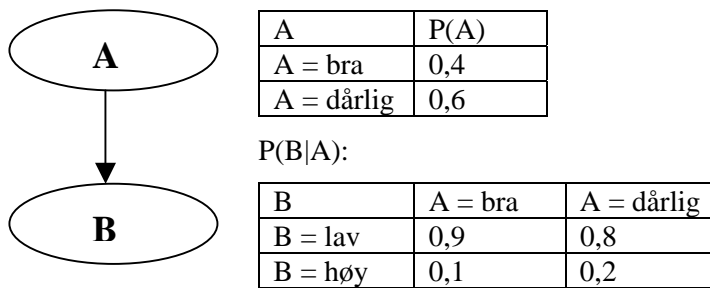
3.2 Hva er Bayesianske nettverk

Bayesianske nettverk kalles så fordi de bruker Thomas Bayes regel for sammenheng. Essensen i Bayesianske metoder er å gi en matematisk regel for hvordan du skal forandre dine forventninger i lys av ny erfaring eller empiri. Med andre ord, de tillater å kombinere nye data med eksisterende kunnskap eller ekspertise. Billedlig kan man forestille seg en nyfødt som ser sin første solnedgang og lurer på om solen vil gå opp igjen eller ikke. Han setter lik sannsynligheter for begge muligheter og representerer dette ved å legge en svart og en hvit stein i en sekk. Den neste dagen, når solen går opp, tar barnet å legger en ny hvit stein i sekken. Sannsynligheten for å trekke en hvit stein fra sekken (altså barnets tro på fremtidige solnedganger) har nå økt fra en halv til to tredjedeler. Etter hvert som ny erfaring legges til vil troen på at solen går opp gradvis gå fra en halv til å nærme seg troen på at solen alltid går opp.

$$P(R = r | e) = \left(\frac{P(e | R = r)P(R = r)}{P(e)} \right) \quad (3.1)$$

hvor $P(R=r|e)$ gir sannsynligheten for at en tilfeldig variabel R har verdien r gitt bevis e .

Et Bayesiansk nettverk består av ett sett noder og ett sett retningsbestemte kanter. Det enkleste Bayesianske nettverk består av 2 noder (A og B) og en kant (figur 2.2). For å beskrive noder uten inngående kanter (A) oppgir man en ubetinget sannsynlighetsfordeling, mens for noder med inngående kanter (B) oppgir man en betinget sannsynlighetsfordeling. Normalt indikerer en kant fra A til B at A enten forårsaker B , at A delvis forårsaker B , at B er en ufullstendig observasjon av A , at A og B er funksjonelt relatert, eller at A og B er statistisk korrelert.



Figur 3.1 Eksempel på et enkelt Bayesiansk nettverk.

Bayesianske nettverk fanger opp disse relasjonene som kan være stokastiske, upresise, eller usikre mellom variable som er relevant for et eller annet problem. Verdien til en node avhenger av hvilken verdi et hvert av foreldrenodene har.

3.3 Bakgrunn for artikkel

For en beslutningstager vil det være verdifullt å vite hvor stor risiko man påfører truede arter ved å gjøre inngrep i naturen som for eksempel hogst, veianleggelse, drenering med mer. I dagens forvaltning foregår dette ved at observasjoner av organismer som finnes på Rødlista er avmerket i et geografisk informasjonssystem (GIS) (Figur 3.2). Hvordan skal en beslutningstager forholde seg til denne type informasjon? Det mest intuitive ville kanskje være å unngå disse områdene med en viss radius avhengig av type organisme.

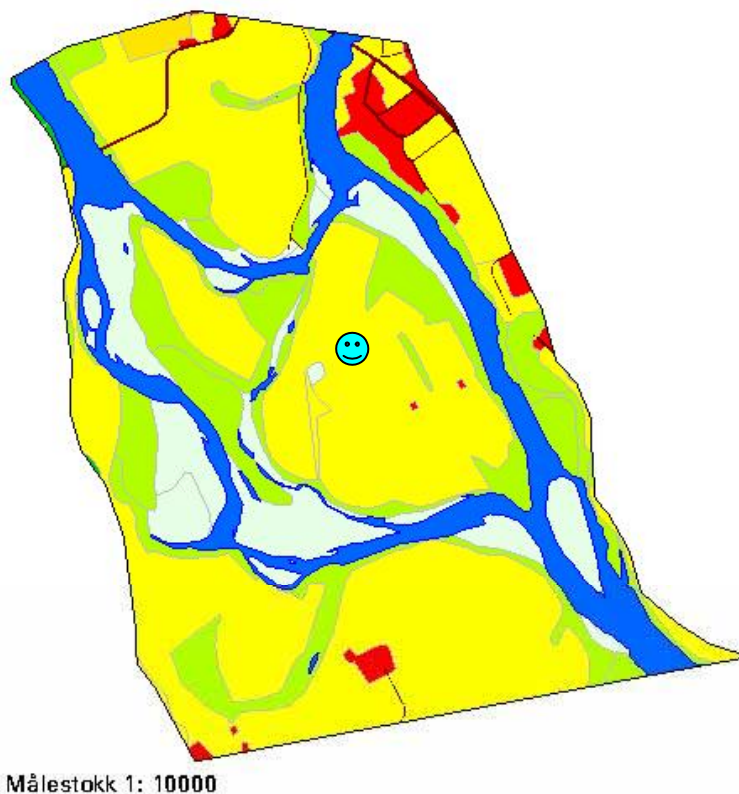


Figure 3.2 Eksempel på kart med oppmerket rødlisteart.

Men det kan vise seg at dette slett ikke er en velegnet strategi. For det første er informasjon om truede arter langt fra komplett. Det betyr at det godt kan forekomme truede arter på steder hvor det ikke finnes informasjon om dette i GIS. For det andre fordi en strategi som går ut på å unngå truede arter likevel kan medføre en fragmentering av en naturtype som er viktig for arten. Studier viser at fragmentering av en naturtype minker tettheten av individer innenfor denne naturtypen. Mekanismen for dette er blant annet at fragmentering fører til en isolering av habitatområder som forhindrer rekolonisering etter lokale utryddelser. Dette gjelder også drastiske forandringer av naturen som legger rundt habitatet til arten.

Videre er det ikke alltid sikkert at en beslutning vil ha en negativ effekt på habitatet. Dette avhenger av type beslutning og type habitat. Det er også nyttig for beslutningstaker å vite hvilken størrelsesorden beslutningen kan ha før det blir et problem. Det er forskjell mellom et spadetak og anleggelse av flyplass. Disse problemstillingene forsøkes besvart i artikkelen; "Information Indexing in a Bayesian Network for Risk Assessment of Land-use Decisions on Threatened Species". Artikkelen ligger i sin helhet appendiks A. Artikkelen er akseptert for publisering i *Ecological Modelling and Software* og har også vært presentert med foredrag på MODSIM, International congress on modelling and simulation, 14-17 Juli, 2003, Townsville, Australia (<http://mssanz.org.au/modsim03/modsim2003.html>).

3.4 Diskusjon og arbeid videre

Bayesianske nettverk synes som et egnet verktøy for å vurdere miljøkonsekvensen av ulike former for inngrep i landskapet og kan være et viktig tilleggsverktøy til GIS. Istedenfor å fokusere på å unngå truede arter legges det til grunn en helhetlig vurdering av landskapet basert på forventet forekomst av truede arter. Den forventede forekomsten er delvis basert på observasjoner av truede arter, kunnskap om manglende informasjon, og betydningen av spesielle landskapstrekk som huler, gamle trær o.a. En slik helhetlig tilnærming er hensiktsmessig ettersom landskap kan være av betydning for truede arter selv om de ikke er observert i det aktuelle område. Man kan knytte risikoen for konsekvens opp mot romlig utstrekning av inngrepet, dette er viktig informasjon for en beslutningstager. Det er mulig at en slik helhetlig vektlegging av landskapet også vil fungere som en paraply for bevaring av biomangfold generelt.

En videre utvikling av ideen med å katalogisere miljøinformasjon i et Bayesiansk nettverk kan være å integrere det som et ekspertsystem i GIS. Med tanke på nasjonens engasjement i internasjonale operasjoner har det blitt foreslått å utvikle et verktøy som kan forutsi noe om miljøkonsekvensene av beslutninger i slike situasjoner. Gitt en type beslutning og areal ser jeg for meg at man skulle kunne angi miljøkonsekvensene, eller risiko for at konsekvenser kan inntreffe for mennesker og verdier som finnes i det påvirkede areal. Utfordringen ved en slik visjon er at det krever mye informasjon om landområder hvor denne informasjonen ofte er vanskelig tilgjengelig. En mulig tilnærming vil være å bruke en mer generell landskapskarakterisering og verdisetting som kan importeres i GIS for det aktuelle området.

Litteratur

Bock W, Salski A (1998): A fuzzy knowledge-based model of population dynamics of the Yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) in a beech forest, *Ecol. Model* **108**, 155-161.

Daunicht W, Salski A, Nöhr P, Neubert C (1996): A fuzzy knowledge-based model of annual production of skylarks, *Ecol. Model* **85**, 67-73.

Lawson G L, Rose G A (2000): Seasonal distribution and movements of coastal cod (*Gadus morhua* L) in Placentia Bay, Newfoundland, *Fish. Res* **49**, 61-75.

Kampichler C, Barthel J, Wieland R (2000): Species density of foliage-dwelling spiders in field margins: a simple, fuzzy rule-based model, *Ecological Modelling* **129**, 87-99.

Lambert Y, Dutil JD (2001): Food intake and growth of adult Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) reared under different conditions of stocking density, feeding frequency and size-grading. *Aquaculture* **192**, 233-247.

Lee H K, Oh K D, Park D H, Jung J H (1997): Fuzzy expert system to determine stream water quality classification from ecological information, *Water. Sci. Technol.* **36**, 199-206.

Loizau V, Abarnou A, Menesguen A (2001): A steady-state model of PCB bioaccumulation in the sea bass (*Dicentrarchus labrax*) food web from the Seine estuary, France, *Estuaries* **24**, 6B, 1074-1087.

Loizeau V, Menesguen A (1993): A steady-state model of PCB accumulation in dab food web, *Oceanologica Acta* **16**, 5-6, 633-640.

Mackay D (1989) Application of the QWASI, *Chemosphere* **18**, 1343-1365.

Pesti G, Shrestha B P, Duckstein L, Bogardi I (1996): A fuzzy rule-based approach to drought assessment, *Water Resour. Res.* **32**, 1741-1747.

Salvanes AGV, Aksnes DL, Giske J (1992): Ecosystem model for evaluating potential cod production in a west Norwegian fjord. *Marine Ecology Progress Series* **90**, 9-22.

Thomann RV (1989): Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains, *Environ. Sci. Technol.* **23**, 689-707.

Uhrmacher A M, Cellier F E, Frye R J (1997): Applying fuzzy-based inductive reasoning to analyse qualitatively the dynamic behaviour of an ecological system, *AI Appl.* **11**, 1-10.

Van der Werf H M G, Zimmer C (1998): An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system, *Chemosphere* **36**, 2225-2249.

Von Stackelberg K, Burmistrov D, Lingkov I, Cura J, Bridges T S (2002): The use of spatial modeling in an aquatic food web to estimate exposure and risk, *Sci. Tot. Environ.* **288**, 97-110.

Voutsas E, Magoulas K, Tassios D (2002): Prediction of the bioaccumulation of persistent organic pollutants in aquatic food webs, *Chemosphere* **48**, 645-651

APPENDIKS

A.1 Artikkel

Information Indexing in a Bayesian Network for Risk Assessment of Land-use Decisions on Threatened Species

O.A. Voie

Department of Protection and Material, FFI, P.O.Box 25, N-2027 Kjeller, Norway

Corresponding author: Oyvind Albert Voie

Phone: +4763807828/Fax: +4763807509/e-mail: oav@ffi.no)

Correspondence address: Department of Protection and Material, FFI, P.O.Box 25, N-2027
Kjeller, Norway

Abstract

It is evident that land-use decisions pose a risk to habitats, biodiversity and endangered species. However, a great challenge that decision makers and land-use managers are facing is to perform appropriate risk assessments. The challenge consist in the lack of information to build adequate models, the fact that biodiversity is not easily described in mathematical terms, and the problem of finding good endpoints. The current approach assesses the risk of loosing habitats for species included in the “Norwegian Red List”, by indexing information in a Bayesian network. The Norwegian Red List contains 3062 species encountered in Norway that are endangered either due to declining populations or simply because they are rare. By entering the current decision, region, and landscape type, the probability of loosing a habitat location for a threatened species per affected area can be calculated. One of the two main types of information that are included in the network is the density of the threatened species depending on landscape type and region. This information could be obtained by consulting databases on reported observations of threatened species throughout the whole country. The other kind of information regards the effect on the species under the influence of different land-use decisions, based on the knowledge of habitat preferences of each species.

Keywords: Biodiversity; Threatened species; Risk assessment; Norway; Bayesian network

1. Introduction

The greatest threat to biodiversity and species extinction in the world is habitat alteration including conversion, degradation, and fragmentation (Fahrig, 2001, Seabloom et al., 2002). Many deleterious changes in biodiversity caused by habitat loss and degradation have been documented in the literature of conservation biology over the last three decades (Noss, 2000). These warning signals together with a common interpretation that biodiversity constitutes a valuable resource for future generations has made conservation of habitats and endangered species a high priority for many lands and governments. Among the most important decision tools for conserving species are the IUCN Red List criteria (IUCN, 1994, 1996), applied by many countries to classify species with respect to their conservation status. Some countries also have developed databases for observations and localization of threatened species habitats. A problem is however how one should use the threatened species lists in decision-making processes (Possingham et al., 2002). The method should take into account the negative effects of fractionation of habitats and the fact that the presence of threatened species also depends on stability and quality of the surroundings of the very habitat (Fahrig, 2001). This really demands for a more holistic approach rather than avoiding spots where threatened species have been observed. The current approach uses the spatial distribution of threatened species to generate a probability of occurrence of threatened species in an area of a certain region and land cover type. Unfortunately observations of threatened species cannot be regarded as a complete set of data, but based on expert judgments regarding missing data, a probability of occurrence may also be calculated for areas where threatened species have not yet been observed, thus giving a value to the entire land cover type. This approach enables us to tell at which spatial range our decisions start to become a threat. The current approach list ecological relevant factors in a Bayesian network in order to assess the risk on threatened species due to different land-use decisions. Bayesian networks were chosen for their property to combine discrete and continuous variables and to combine empirical data with expert judgment. Further Bayesian networks allow a range of different factors to be linked together, based on probabilistic dependencies, and at the same time provide a framework within which the contributions of stakeholders can be taken into account (Bromley et al., 2005). Bayesian networks have in this respect been proven useful in ecology for evaluating fish and wildlife population (Marcot et al., 2001). The new on the current approach is to provide a link between decision-making and the threatened species lists.

2. Material and methods

2.1 *Threatened species*

The threatened species are those listed in The Norwegian Red List (Directorate for nature management, 1999). The categories used in this list are the IUCN categories for national use (IUCN, 1994). The information on threatened species observations was available through the local authorities. In addition databases were consulted like the Norwegian mycological database and the Norwegian lichen database supported by The Natural History Museum and the Botanical Garden (2003).

2.2 *Regions of Norway*

The spatial distribution of threatened species in Norway is not homogenous. The density of observations is much higher in the southern parts than in the north due to the different climate. In addition the different regions is inhabited by different threatened species. It was therefore

appropriate to divide the country into regions, where a region can be regarded as a reasonably large area of the Earth's surface, with a more or less uniform physiography and climate. The regions could for example correspond to the counties of Norway. It could also be that an aggregation of counties arriving at four regions for the whole country would be more appropriate. To construct the Bayesian network, a modeling shell was used (Netica, Norsys). A node that listed the different regions of Norway was established named "Region" (Figure 1). Several regions might be listed in the node, which makes the network able to store more data. Bottom-up reasoning can be used to find optimal areas for decisions.

2.3 Land cover typology

Land cover corresponds to a (bio)physical description of the earth's surface. It is that which overlays or currently covers the ground. This description enables various biophysical categories to be distinguished, basically areas of vegetation (trees, bushes, fields, lawns), bare soil, hard surfaces (rock, buildings), and wet areas and bodies of water (watercourses, wetland). Dividing the country into land cover types is useful since the various land cover types are found to support different levels of biodiversity (Köllner, 2000). For this case the CORINE land-cover typology is used, developed by European Environmental Agency (Büttner, 2002). A Norwegian version of the CORINE land-cover typology has been suggested (Statens kartverk, 1999). The land cover types are listed in the node named "Land cover" (Figure 1).

2.4 Probability of occurrence

When assessing risks of land use decisions it is adequate to consider the probability of threatened species all together in the sense that the result of the risk assessment only tells that threatened species is at risk without telling which one. There are three main reasons for this; firstly, the impact on threatened species from land use decisions are most often due to general mechanisms, such as changing the habitat conditions and fractionation, secondly there is a need for an holistic approach that protect sensitive nature areas regardless of which threatened species that are at risk, and lastly, due to the incompleteness of the data set it is not possible to know for sure that a threatened species is present or not. As the current paper proposes there is a method to calculate the probability of occurring unobserved threatened species. If a database like Arealis is consulted and it provides information that the area of interest is inhabited by one or several threatened species, the probability of presence is 100 % (the node "Present/0.01 km²" in Figure 1 has the state "True"). The fact that no threatened species is observed in the area does not help us much, since the reason for that can be that nobody has been looking for them, or searched enough in the current area. It was assumed that the probability of occurrence depends on two factors; an expert evaluation of expected unobserved threatened species as described in section 2.5, and the density of observations of threatened species in the current land cover type and region. The data were obtained by counting historical observations of threatened species in the different regions and land cover as explained in 2.1. The calculation is based on a random spatial point pattern, where any point has an equal probability of occurring at any position on a plane, and the position of a point on the plane is independent of the position of any other point. In such a random spatial pattern the probability of finding r points in a square sub area of a land cover a is given by the following expression;

$$P(r) = \exp(-\lambda a) \frac{(\lambda a)^r}{r!}, (r = 0, 1, 2, \dots). \quad (1)$$

where λ is the density (number of points per unit area) (Rogers, 1974). The node representing this information was named “No occurrence” (Figure 1). That means that the equation is solved for the case that $r = 0$. This node represents the density of observations in a certain land cover and region and has “Region” and “Land cover” as parent nodes. The fact that land cover types and areas exposed to land-use decisions rarely are square shaped might give room for some uncertainty, yet that are insignificant for the current purpose.

2.5 *Uncertainty and the precautionary principle*

Unfortunately the knowledge about the occurrence and distribution of the species is not complete. This is exemplified by the fact that new species of insects are found yearly in Norway. For some classes of species, like Mammalia, the level of knowledge is good, but for other classes like Bryophyta it is less satisfactory. This reflects the fact that some classes have been regarded as more popular study objects, and that they have been prioritized by the government. There is however some information available regarding the unobserved occurrence of threatened species. For example, when new observations become more and more rare for a certain class of species, experts will have a belief that they have a high level of knowledge regarding the distribution and occurrence. Based on an expert judgment on the level of knowledge of occurrence and distribution for the different classes of threatened species (Table 1), the precautionary principle is applied on each class depending on the current level of knowledge. In the case with good, satisfactory, and less satisfactory level of knowledge, the probability that the node “No occurrence” is overestimated was set to 10 %, 50 % and 75 % respectively. These values are for the time being simply a suggestion by the author and need to be evaluated by several experts. Three nodes were established named “Species class present”, “Level of knowledge” and “No occurrence” (Figure 1). The node “Species class present” gives the probability that the area of interest contains the classes of species listed in Table 1, based on the occurrence in land cover type and region. The probability was generated from counting the observations of different species in a certain region and land cover. The node “Level of knowledge” gives the probability for the three states good, satisfactory or less satisfactory, based on the node “Species class present”. The node “No occurrence overestimated” gives the probability that the node “No occurrence” is overestimated. Further the probability that one or several threatened species inhabit the area of interest is dependent on these two nodes and gives the node “Present/0.01 km² (Figure 1). To capture the probability for occurrence of not-yet-discovered threatened species, the node “Present/0.01 km²” should have the value “true” only when the node “no occurrence” has the value “false” and the node “no occurrence underestimated” has the value “true”. This has been done in the network shown in Figure 2 and 3.

2.6 *Habitat key factors*

Two biological factors that is necessary for the threatened Large Blue Butterfly (*Maculinea arion*) is presence of a certain food plant, and presence of host ants (Griebler and Seitz, 2002). A land use decision which includes land abandonment of sites by farmers, would lead to an increase in vegetation height and cover and a subsequent rapid loss of the host ant and hence loss of the butterfly (Griebler and Seitz, 2002). The Big Blue Butterfly is a typical example of a species that depends on the stability of ground conditions. Some species of lichens occur only as epiphytes on trees, and in addition they are dependent on moisture from a nearby waterfall. Thus, features of the landscape like ground, trees, and streams constitute important habitat key

factors for threatened species. By a revision of the habitat preferences of the threatened species in The Norwegian Red List, a set of habitat key factors was established that covered all the terrestrial and freshwater species (Table 2). All relevant key factors were listed in the node “Habitat key factors” (Figure 1), giving the probability for the present threatened species in a certain region and land cover to depend on the different factors. To collect the probability of the node the key factors of importance was counted for each observed threatened species in a certain region and land cover. Due to the different level of knowledge regarding the occurrence and distribution of the species classes listed in Table 1, the precaution values in the chapter 2.5 were applied on the data.

2.7 *Habitat key factors affected by decision*

The probability that a certain land-use decision affects a habitat depends on the following matters; the presence of habitat key factors, and that the land-use decision target these factors. Decisions such as conversion of a pasture to arable land will change ground conditions, but will not affect buildings or caves. These matters need to be assessed for each individual case. A checklist for land-use decisions and impact on the habitat key factors is shown in Table 2. A node named “Habitat key factors affected by decision” was established, with a relation table that actually reflects the assessment following the checklist shown in Table 2. Depending on type of decision, one or more habitat key factors might be affected. Following the example of converting a pasture to arable land, ground conditions will be affected. If all species are dependent of this key factor as it appears in the node “habitat key factors” in Figure 2, the node “habitat key factors affected by decision” will have the value “true”. If we assume that some species (15%) are dependent on “piles of stones” that are not affected by the decision, the probability of the node “habitat key factors affected by decision” being true is 85%. The relation table for the node “habitat key factors affected by decision” must be edited for each type of decision. Finally the overall impact on the habitat was summed up in a node named “Habitat ruined”, (Figure 1). The node “Habitat ruined” has the value “true” if every habitat key factor in the current area is affected by the decision. The nodes and relationships can be viewed in Figure 1, 2 and 3.

2.8 *Species loses habitat*

The final node of the network is named “Disappears/0.01 km²” and gives the probability that a habitat/habitats for threatened species disappear, based on the probability that species is present stated by the node “Present/0.01 km²” and the probability that the habitat is ruined when exposed to a certain land-use decision (Figure 1).

3. **Example with conversion of a pasture to arable land in Vestfold, a county of Norway**

3.1 *Pastures and meadows*

According to the CORINE land cover typology, pastures and meadows have dense, predominantly graminoid grass cover, of floral composition, not under a rotation system. Pastures and meadows are mainly used for grazing, but the fodder may be harvested mechanically. They also include areas with hedges. Fully developed CORINE land cover maps for Vestfold do not yet exist; therefore the data on land cover were taken from agricultural statistics of Norway. The total area of pastures and meadows in the county of Vestfold are close to 10 km² (Statistics Norway, 2002). In the county, 284 observations of threatened species were

found associated with this kind of land cover. By associated it is meant that the literature suggest the land cover as a typical habitat. A consultation of the distribution of threatened species in a CORINE land cover map would tell us how far this is from reality.

3.2 *Conversion to arable land*

Sometimes farmers would like to intensify the production by putting it under a rotation system. The conversion of pastures and meadows to arable land is one of the most important threats to biodiversity. The process of ploughing and perhaps irrigation and application of fertilizer all contribute to modified ground conditions and loss of the species that were directly connected to the ground such as plants, fungi, moss and insects, and species indirectly connected to the ground as the insectivores. Conversion to arable land is also often followed by a destruction of the features of the old landscape like groves, edges, pits, and stone fences. Such features constitute important habitat factors for species like the hedgehog (Isaksen et al., 1998). In the current fictive example the risk of losing a habitat for a threatened species was calculated for a situation where an area of 100×100 m is converted to arable land. By consulting Arealis, the database for threatened species observations in Norway, it was found that no threatened species have been observed in this area. By a survey of the area it was found that it was separated by an edge consisting of pile of stones, small trees and bushes. To make way for the agriculture machines it was decided that the edge should be removed.

3.3 *Results*

Solving the equation 1 for the case where $r = 0$ ($r =$ number of threatened species in a 0.01 km^2 subarea) , gives a probability of 75.0 % that no species are present in the area based on the density of species described in the chapter “*probability of occurrence*”. The uncertainty that this probability is overestimated is 28.9 %, given the distribution of species classes (Figure 2) in the county and the lack of data associated with each species class (Figure 2). Hence, this gives us the probability of 7.2 % (Figure 2) for a species or more being present. The probability for a species or more disappear from the area was also calculated to 7.2 % (Figure 2). This is due to the fact that all species have habitats associated with the ground, and therefore the probability for habitat destruction is 100 % (Figure 2). If the database had provided information of that a threatened species had been observed, the probability that this species disappears from the area would be 100 %. If the database of threatened species not is consulted, the probability of a species or more being present is 32.2 %. That is the probability of a species being present based on the density of observations + the probability that the density of observations is higher. Due to the high density of observed threatened species in the current region and land cover type, even a small scale land conversion have a likelihood to interfere with threatened species habitats. If we assume that there are some species in the area that depend on piles of stones rather than ground as indicated by Figure 3 the probability for ruining a habitat is less.

4. **Discussion**

4.1 *Sources of uncertainty*

The observations of threatened species are mainly a result of activities of biologists and nature lovers the last hundred years. These observers have not paid the same attention to every area of Norway, but are often attracted to areas that they know as rich in species, or areas that are more available due to the infra structure. This could mean that the lack of data with respect to

occurrence and distribution might not be the same for all regions and land covers. If information was available that certain areas have been investigated extensively, it could be added to the assessment. In addition there are observations where the location is not precisely reported, and there are other observations that have loosed actuality caused by land conversions or natural variation. Natural variation and mobility of species opens the possibility for delocalisation (Elith et al., 2002). However, all this uncertainty could be handled by adding more power to the precaution principle.

4.2 *Use of land cover typology?*

Nature does not arrange itself into strict classes, so sharp boundaries and homogenous classes do not represent reality (Elith et al., 2002). However, to catch some of the variation in the density of distribution of threatened species it is necessary to divide the country into a finite set of land cover types.

4.3 *Land-use decisions*

Land-use decisions that may be assessed by the system are all sorts of land-use decisions that bring about irreversible changes in the current conditions of land cover types and key habitat factors. Typical decisions are application of pesticides, plowing, building of roads or railways, construction of buildings, abandonment of land such as fields used for grazing or parks, restoration of old buildings, clear cutting, use of off road vehicles, water regulation and canalization of streams.

4.4 *Habitat key factors*

Rule-based models have been shown to successfully predict the occurrence of ground beetles in arable landscapes (Petit et al., 2003), and the density of foliage-dwelling spiders in field margins (Kampichler et al., 2000). Operating with density of populations demands a detailed description of the habitat. Forty-five rules were necessary to model the density of foliage-dwelling spiders in field margins. Remark that in this case it is possible to model the population density and extinction when changing the habitat properties such as margin width. It is also possible to optimize the habitat properties. In contrast the current approach state that changing habitat properties equals risk of extinction. Perhaps using detailed habitat description of threatened species instead of the crude "habitat key factors" would enable us to design optimal landscapes containing features with optimal properties for biological conservation on a multi species level. The problem of realizing this vision is that the information regarding threatened species habitats is still rather limited. On the other hand stating that changes in habitat properties equals risk of extinction might not be such a bad idea. One of the reasons for this is that the land-use decisions rarely treat the habitats in a very sophisticated manner, meaning that we know by experience that they equal risk of extinction. The other reason is that even though land-use decisions might cause habitat reduction and not habitat destruction, it is proven unrealistic to come up with a single target for percent habitat protection. Results from simulations suggest that threshold values for extinction range from less than 1 % to over 99 % habitat (Fahrig, 2001). Thus, affecting half of a field margin that has a high probability functioning as a habitat for a threatened species could lead to extinction. Since there is no data available on extinction persistence of the current threatened species, the precaution principle should be applied.

5. Conclusions

Information indexing by a Bayesian network for risk assessment of land-use decisions on threatened species seems promising by several reasons. A single network can include information of many land cover types and regions, which makes it a good tool for land management and decision-making. There are other countries such as Netherlands that have good databases for threatened species, suggesting that this tool could be of international interest. In addition to assess the risk of single site specific land-use decisions it can also assess the aggregated effect of smaller decisions separated in time and space affecting the country in a randomly manner. In general it is only the large projects with investments over a certain limit that have to undergo an environmental impact assessment, even though there is no scientific evidence for establishing such a limit. Many small decisions separated in time and space might as well have large impact on biodiversity and threatened species. The number of domestic animals grazing in the wild in Norway has been reduced by 17.8 % during the last 15 years (Statistics Norway, 2002), representing the result of many independent decisions by individual farmers. To be able to assess the aggregated effect of independent decisions like this it is necessary to capture information of occurrence and distribution of threatened species all over the country. Operating in terms of probability makes it possible to include information of many types, such as threatened species distribution and habitat preferences. The approach highlights land cover types and landscape features within the land cover types such as cliffs and streams, which constitute important habitat key factors for threatened species. The key factors are highlighted for conservation on a multi species level, providing information that might be useful for landscape architects. The approach highlights also at which scale a land-use decision starts to become a threat, making it useful to predict future scenarios. Paying attention to land cover types based on the density of threatened species could most likely also function as a parapluie for biodiversity in general.

Acknowledgements

The author wishes to thank Roger Martin-Clouaire and other collaborators at INRA, Castanet, France for giving me the opportunity to work with this problem, and the county governors of Norway for providing me with all available data.

References

Bromley, J., Jackson, N.A., Clymer, O.J., Giacomello A.M. and F. V. Jensen, 2005. The use of Hugin® to develop Bayesian networks as an aid to integrated water resource planning. *Environ. Mod. Soft.* 20 (2), 231-242.

Directorate for nature management, 1999. Norwegian Red List 1998, DN-report 1999-3, Trondheim.

EEA (European Environmental Agency), 2002. CORINE Land Cover update. Technical

guidance. Technical report 89. Copenhagen.

Elith, J., Burgman, A.M. and Regan, H.M., 2002. Mapping epistemic uncertainties and vague concepts in predictions of species distribution. *Ecol. Modelling*, 157: 313-329.

Fahrig, L., 2001. How much habitat is enough? *Biol. Cons.* 100: 65-74.

Griebeler, E.M. and A. Seitz, 2002. An individual based model for the conservation of the endangered Large Blue Butterfly, *Maculinea arion* (Lepidoptera: Lycaenidae). *Ecol. Modelling*, 156: 43-56.

Isaksen, K., Syvertsen, P.O., van der Kooij, J. and Rinden, H., 1998. Truede pattedyr i Norge; faktaark og forslag til rodliste, Rapport 5. Norsk Zoologisk Forening, Oslo, 182 pp.

IUCN (International Union for the Conservation of Nature), 1994. Red List Categories. IUCN Species survival commission, Gland, Switzerland.

IUCN, 1996. IUCN Red List of threatened animals, International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.

Kamplicher, C., Barthel, J. and Wieland, R., 2000. Species density of foliage-dwelling spiders in field margins: a simple, fuzzy rule-based model. *Ecol. Modelling*, 129: 87-99.

Köllner, T., 2000. Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity, *J. Clean. Prod.* 8: 293-311.

Noss, R.F., 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecol. Manage.* 115: 135-146.

Natural history museum and the botanical garden, 2003.

<http://www.toyen.uio.no/botanisk/bothage/index.html>.

Marcot, B.G., Holthausen, R.S., Raphael, M.G., Rowland, M.M., and Wisdom, M.J., 2001. Forest Using Bayesian belief networks to evaluate fish and wildlife population viability under land management alternatives from an environmental impact statement. *Ecol. Manage.* 153: 29-42.

Petit, S., Haysom, K., Pywell, R., Warman, L., Allen, D., Booth, R. and Firbank, L., 2003. Habitat-based models for predicting the occurrence of ground-beetles in arable landscapes: two alternative approaches. *Agric. Ecosys. Environ.* 95: 19-28.

Possingham, H.P., Andelman, S.J., Burgman, M.A., Medellin, R.A., Master, L.L. and Keith, D.A., 2002. Limits to the use of threatened species lists. *TRENDS Ecol. Evol.* 17 (11): 503-507.

Rogers, A., 1974. Statistical analysis of spatial dispersion. Pion Limited, London, 164 pp.

Seabloom, E.W., Dobson, A.P. and Stoms, D.M., 2002. Extinction rates under nonrandom

patterns of habitat loss. Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 99 (17): 11229-11234.

Varis, O. and Kuikka, S., 1997. Joint use of multiple environmental assessment models by a Bayesian meta-model: the Baltic salmon case, Ecol. Modelling, 102: 341-351.

Statens kartverk, 1999. <http://www.statkart.no>.

Statistics Norway, 2002. <http://www.ssb.no>.

Table 1. Current level of knowledge regarding spatial distribution and occurrence of different classes of threatened species in Norway (The Norwegian Redlist 1998).

Good	Satisfactory	Less satisfactory
Ascomycetes, Bacidomycetes	Porifera, Spongillidae	Bryophyta
Charophytes	Malacostraca	
Hirudinea	Ephemeroptera	
Tracheophyta	Plecoptera	
Mollusca	Orthoptera	
Macrolichenes	Hemiptera, Heteroptera	
Pisces	Coleoptera	
Amphibia	Planipenna, Megaloptera, Mecoptera	
Reptilia	Trichoptera	
Mammalia	Mymenoptera	
Aves	Butterflies Sciaroidea Lepidoptera Odonata	

Table 2. Checklist for affecting habitat key factors

Habitat key factors	Habitat key factor will be affected by decision if it is present and if:
Ground	Physical and chemical conditions are changed such as humidity, light, vegetation cover, and addition of chemicals
Big stone/pile of stones	They are removed, buried, or physical conditions are changed such as humidity and light
Cliff	It is destroyed, vegetation is removed or physical conditions are changed such as humidity and light
Canyon	It is destroyed, vegetation is removed or physical conditions are changed such as humidity and light
Cave/mine	It is destroyed, plugged, used for recreation, or exposed to loud noise or vibration
Old building/amenity	It is demolished, holes are plugged or it is treated by pesticides
Trees	They are cut
Continuity (forest)	Clear cutting is performed
Old trees	They are cut or neglected
Dead trees	They are removed
Pruned trees	They are cut
Lake	It is modified by construction, regulated or chemical conditions are changed
River	It is modified by construction, regulated or chemical conditions are changed
Pond	It is filled, drained, overgrown, polluted, or used for fishes or ducks/geese
Source	It is drained or closed or chemical conditions are changed
Stream	It is drained or closed or chemical conditions are changed
Field margin	It is removed
Hedgerow	It is removed
Stonewall	It is removed
Ditch	It is filled
Low human activity	There is an increase in human activity

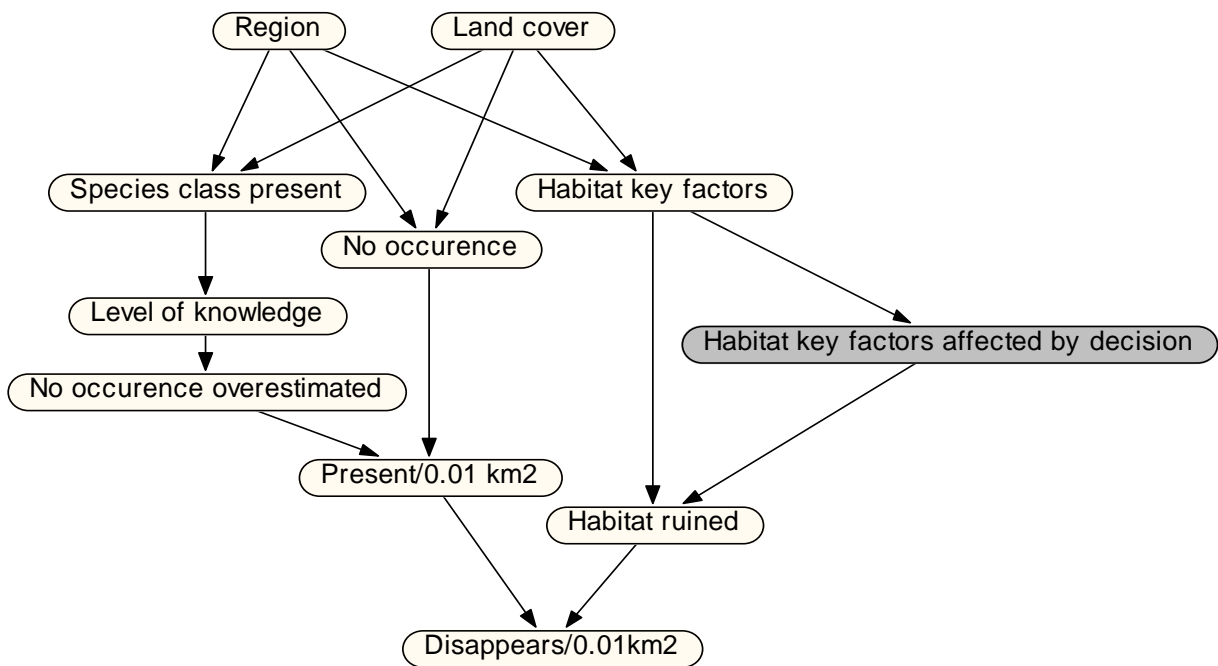


Figure 1. Overall structure for Bayesian network for risk assessment of land-use decisions on endangered species.

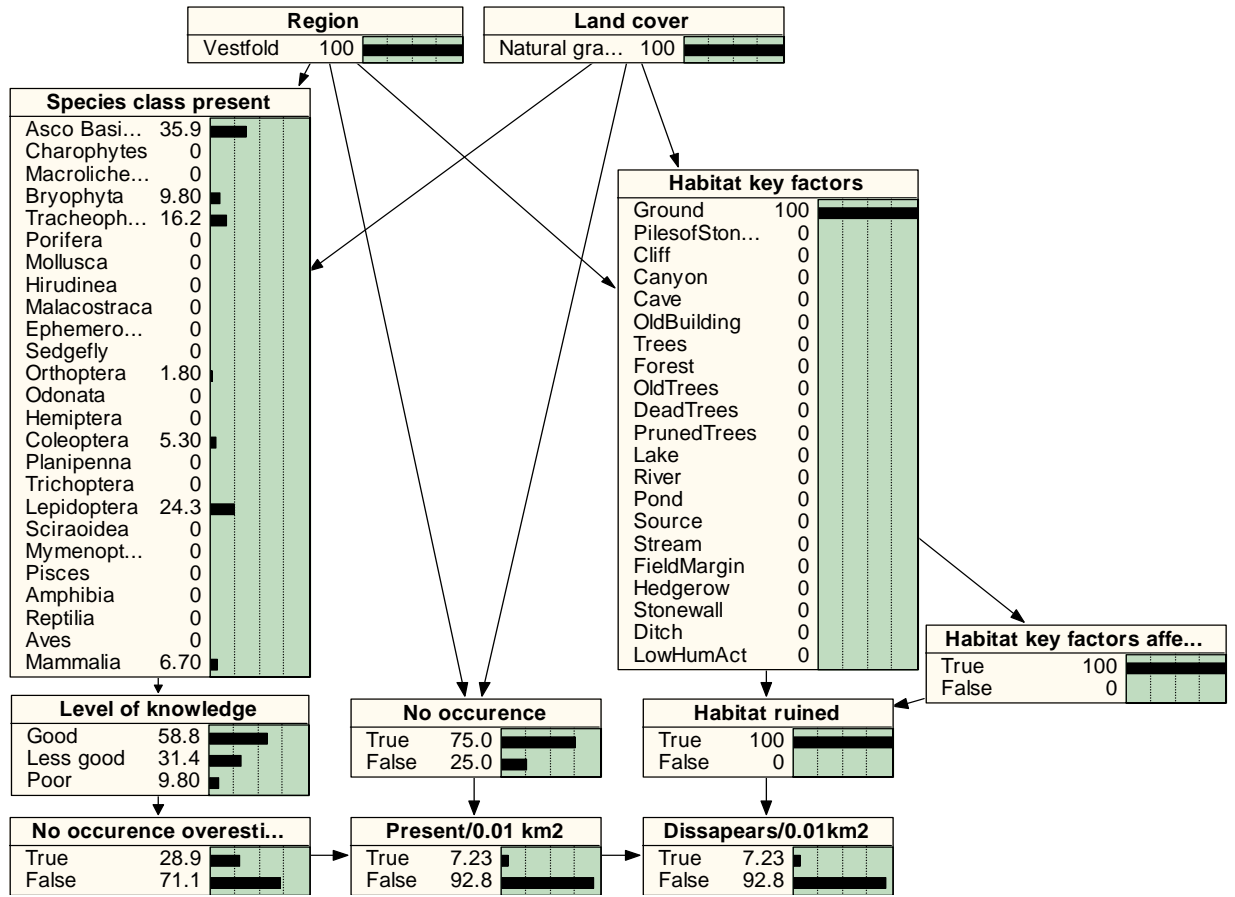


Figure 2. Bayesian network for risk assessment of conversion of a pasture to arable land on endangered species in the county of Vestfold, Norway.

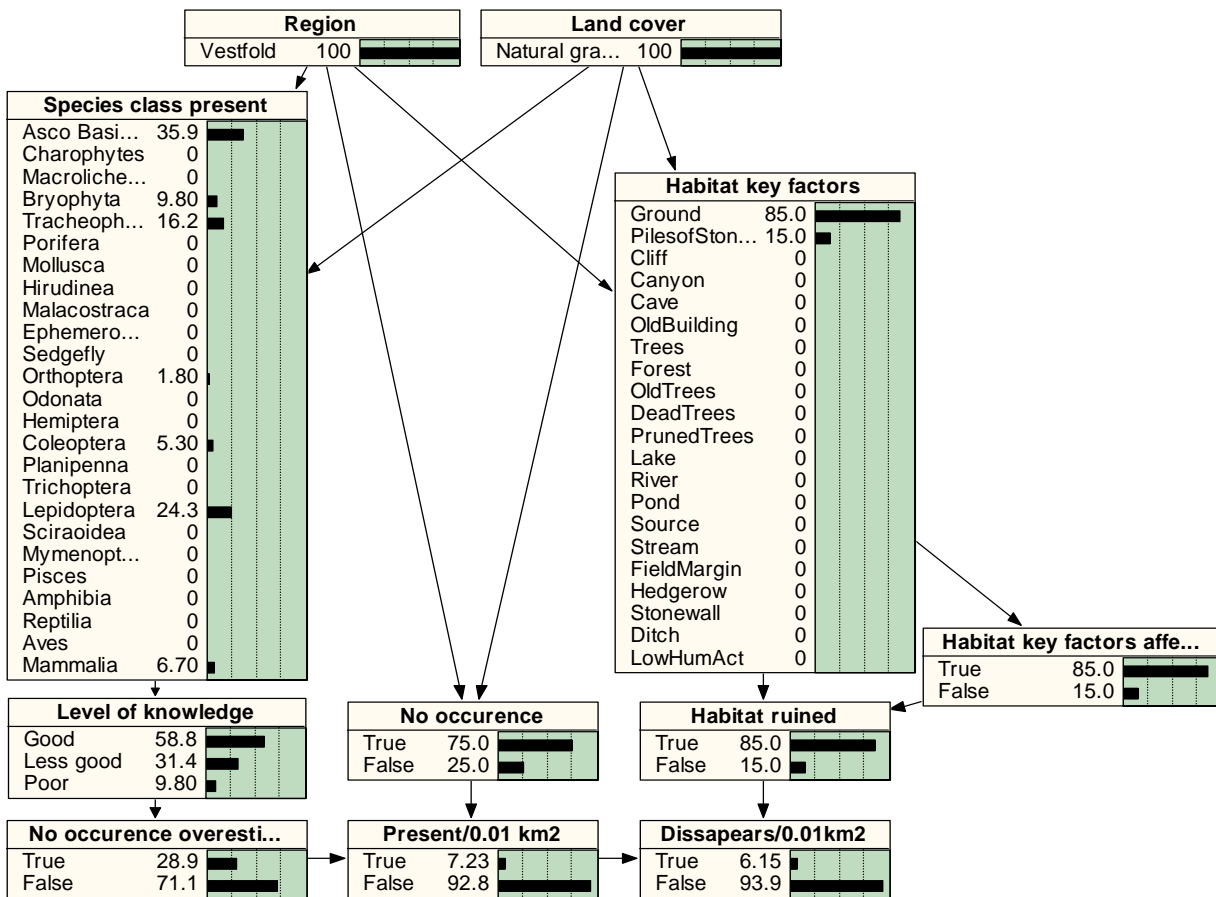


Figure 3. Bayesian network for risk assessment of conversion of a pasture to arable land on endangered species in the county of Vestfold, Norway.

A.2 Modell for bioakkumulering

Liste over parametere

x1 = [PCB] Eurytemora sp. (Zooplankton) (ng/g v.vekt)
 x2 = [PCB] Neomysis integer (Elveosmysis) (ng/g v.vekt)
 x4 = [PCB] Palaemon inngirostris (Strandreke) (ng/g v.vekt)
 x5 = [PCB] Pomatoschistus microps (Kutling) (ng/g v.vekt)
 x6 = [PCB] Tellinidae (Tallerkenskjell) (ng/g v.vekt)
 x7 = [PCB] Amphiura sp. (Slangestjerne) (ng/g v.vekt)
 x8 = [PCB] Annelida (Leddorm) (ng/g v.vekt)
 x9 = [PCB] Corophium volutator (Mudderreke) (ng/g v.vekt)
 x10 = [PCB] Limanda limanda (Sandflyndre) (ng/g v.vekt)
 x11 = [PCB] Gadus morhua L (Torsk gruppe 0) (ng/g v.vekt)
 x12 = [PCB] Gadus morhua L (Torsk) (ng/g v.vekt)
 xphyto = [PCB] Plankton (ng/g v.vekt)
 xdet = [PCB] Detritus (ng/g v.vekt)
 xsed = [PCB] Sediment (ng/g v.vekt)
 CW = [PCB] Vann (ng/l)
 AW = assimilasjonsfaktor vann
 B1-13 = assimilasjonsfaktor føde
 Kow = oktanol vann koeffisienten
 Flip = fraksjon fett i fytoplankton
 Kphyto = fordelingskoeffisient vann-fytoplankton
 Foc = fraksjon organisk karbon i detritus
 W1-13 = vekt av organisme 1-13
 G1-13 = vekstrate av organisme 1-13
 r1-13 = respirasjonsrate av organisme 1-13
 R1-13 = opptaksrate av PCB fra vann for organisme 1-13
 N1-13 = inntaksrate føde for organisme 1-13
 E1-13 = ekskresjonsrate for organisme 1-13

Utrykket function [x1]= fx1(Chloro osv.) indikerer at denne filen bruker parameterne som er listet opp i parentesen. Det er derfor viktig at disse parameterne allerede er plottet inn i "workspace" i matlab. For enkelte parametere som temperatur (T) og konsentrasjon av fytoplankton (Chloro) som varierer med årstiden kan man legge inn daglige verdier for et helt år. Ettersom bioakkumulering gjerne gjør seg gjeldende over flere år kan man også velge seg ut en gjennomsnittsverdi for hele året og bruke denne som en konstant.

```
function [x1]= fx1(Chloro,T,Ox,e1,n1,Q1phyto,Q1det,CW,Kow1);
AW = 3.3-0.4*Kow1;
B1 = 0.45;
Flip = 36/1000;
Kphyto = 10^(0.38*Kow1+log10(Flip)+0.714);
xphyto = Kphyto*CW;
Koc = 10^(0.799*Kow1+0.187);
Focp = (0.2*0.25+0.05*0.25)/2;
xdet = Koc*Focp*CW;
W1 = 5.323;
G1 = 0.2784;
r1 = 0.059*Chloro+0.033*T-0.178;
R1 = (r1*32*24*0.001)/((0.1)*Ox);
N1 = (n1*24)/((0.1)*1000);
E1 = (e1*24)/((0.1)*1000);
a = ((R1)*CW*AW)+(B1*Q1det.*N1.*xdet)+(B1*Q1phyto.*N1.*xphyto);
b = (E1+G1);
```

```
% (y(t+Dt)-y(t))/Dt = a(t)-b(t)*y(t)
```

```
x1(1) = 0;
for i = 2:3650
    x1(i) = a(i-1)+(1-b(i-1))*x1(i-1);
end;
```

```
function [e1] = fe1(n1);
for i = 1:1456
    e1(i) = (0.15*n1(i));
end;
```

```
function [n1] = fn1(Chloro);
for i = 1:1456
    n1(i) = 2.4*Chloro(i)/(0.75+Chloro(i));
end;
```

```

function [x2] = fx2(x1,Ox,T,Q21,Q2det,CW,Kow1);
AW = 3.3-0.4*Kow1;
B2 = 0.18;
%Kow = 6.92;
Flip = 36/1000;
Kphyto = 10^(0.38*Kow1 + log10(Flip)+0.714);
xphyto = Kphyto*CW;
Focp = (0.2*0.25+0.05*0.25)/2;
Koc = 10^(0.799*Kow1+0.187);
xdet = Koc*Focp*CW;
W2 = 2.209;
G2 = 0.0079;
r2 = W2^(0.242)*3.199;
R2 = (r2*24)/(W2.*Ox);
n2 = 0.495*W2.*exp(0.0875*T-0.0434);
N2 = n2./W2;
e2 = 0.985*W2.*exp(0.031*T-0.19);
E2 = e2./W2;
a2 = ((R2).*AW.*CW)+(B2.*Q2det.*(N2).*xdet)+(B2.*Q21.*(N2).*(x1));
b2 = (E2+G2);

% (y(t+Dt)-y(t))/Dt = a(t)-b(t)*y(t)
x2(1) = 0;
for i = 2:3650
    x2(i) = a2(i-1)+(1-b2(i-1))*x2(i-1);
end;

```

```

function [x3]= fx3(T,Ox,x1,x2,G3,Q31,Q32,Q3det,CW,Kow1);
AW = 3.3-0.4*Kow1;
B3 = 0.03;
%Kow = 6.92;
Focp = (0.2*0.25+0.05*0.25)/2;
Koc = 10^(0.799*Kow1+0.187);
xdet = Koc*Focp*CW;
r3 = 0.1472*50^(0.6608);
R3 = (r3*24)/(50*Ox);
N3 = 0.16;
E3 = 0.01;
a3 = ((R3).*CW*AW)+(B3.*Q3det.*N3.*xdet)+(B3*Q31.*N3.*(x1))+(B3*Q32.*N3.*(x2));
b3 = (E3+(G3'));

% (y(t+Dt)-y(t))/Dt = a(t)-b(t)*y(t)

x3(1) = 0;
for i = 2:3650
    x3(i) = a3(i-1)+(1-b3(i-1))*x3(i-1);
end;

```

```

function [x4]= fx4(Ox,x1,G4,T,CW, Kow1);
AW = 3.3-0.4*Kow1;
B4 = 0.122;
%Kow = 6.92;
Focp = (0.2*0.25+0.05*0.25)/2;
Koc = 10^(0.799*Kow1+0.187);
xdet = Koc*Focp*CW;
Q41 = 0.85;
Q4det = 0.15;
W4 = 74;
r4 = 0.170*T+0.5213*log10(W4)-0.9292;
R4 = (r4*24)./(W4.*Ox);
N4 = 0.161;
E4 = 0.0161;
a4 = ((R4).*CW*AW)+(B4*Q4det*N4.*xdet)+(B4*Q41*N4.*(x1));
b4 = (E4+(G4'));

```

```
% (y(t+Dt)-y(t))/Dt = a(t)-b(t)*y(t)
```

```

x4(1) = 0;
for i = 2:3650
    x4(i) = a4(i-1)+(1-b4(i-1))*x4(i-1);
end;

```

```

function [G4] = fG4;
for i = 1:1456
    G4(i) = 0.078*0.074;
end;

```

```

function [x5]= fx5(Ox,x1,x2,G5,CW);
AW = 3.3-0.4*6.92;
B5 = 0.63;
Kow = 6.92;
Foc = 46/1000;
Koc = 10^(0.75*Kow+0.18);
xdet = Koc*Foc*CW;
Q51 = 0.55;
Q52 = 0.4;
Q5det = 0.05;
W5 = 55;
r5 = 0.151*W5^(0.61);
R5 = r5./Ox;
N5 = 0.273;
E5 = 0.0648;
a5 = (R5*CW*AW)+(B5*Q5det*N5*xdet)+(B5*Q51*N5.*(x1'))+(B5*Q52*N5.*(x2'));
b5 = (E5+(G5'));

```

```
% (y(t+Dt)-y(t))/Dt = a(t)-b(t)*y(t)
```

```

x5(1) = 0;
for i = 2:1456
    x5(i) = a5(i-1)+(1-b5(i-1))*x5(i-1);
end;

```

```

function [G5] = fG5;
for i = 1:1456
    G5(i) = 0.01478;
end;

```



```

function [x6]= fx6(Ox,T,x2,x3,x4,x5,CW);
AW = 3.3-0.4*6.92;
B6 = 0.02;
Q62 = 0.15;
Q63 = 0.20;
Q64 = 0.40;
Q65 = 0.25;
G6 = 0.001;
t = (0.5062:+1/365:0.5062+1455/365);
L6 = 71.77*(1-exp(-0.161*(t+0.079)));
W6 = (5.12^(-3))*(L6).^3.18;
r6 = 0.9883*(W6.^(-0.2209)).*T.^(1.6867);
R6 = r6*24./((W6).*Ox);
N6 = 0.187*(W6).*exp(0.004*T-2.17);
E6 = exp(-1.92+(0.221*log(W6)));
a6 = (R6*CW*AW)+(B6*Q62*N6.*(x2'))+(B6*Q63*N6.*(x3'))+(B6*Q64*N6.*(x4'))+(B6*Q65*N6.*(x5'));
b6 = (E6+(G6'));

```

```

% (y(t+Dt)-y(t))/Dt = a(t)-b(t)*y(t)

```

```

x6(1) = 0;
for i = 2:1456
    x6(i) = a6(i-1)+(1-b6(i-1))*x6(i-1);
end;

```

```

function [G6] = fG6;
for i = 1:1456
    G6(i) = 0.0017;
end;

```

```

function [x7]= fx7(Chloro,T,Ox,G7,CW);
AW = 3.3-0.4*6.92;
B71 = 0.45;
B72 = 0.60;
Q7det = 0.25;
Q7phyto = 0.5;
Q7sed = 0.25;
Kow = 6.92;
Focp = 46/1000;
Koc = 10^(0.799*Kow+0.187);
xdet = Koc*Focp*CW;
Foc = 29/1000;
Ks = ((10^Kow)^(0.6)*Foc)+4.81;
xsed = CW*Ks;
Flip = 36/1000;
Kphyto = 10^(0.38*Kow+log10(Flip)+0.714);
xphyto = Kphyto*CW;
W7 = 0.2836;
r7 = 0.0508*W7*exp(0.0269*T);
R7 = (r7*22.4)/(W7*32*Ox);
n71 = 0.75*W7*(-11.4*(Chloro*0.000001)+0.0704);
n72 = 0.25*W7*(5.5*Foc+0.0756);
N71 = (n71)/(W7*1000);
N72 = (n72)/(W7*1000);
e7 = 0.247;
E7 = e7/(W7*1000);
a7 = (R7*CW*AW)+(B72*Q7sed*N72*xsed)+(B71*Q7det*N72*xdet)+(B71*Q7phyto*N71*xphyto);
b7 = (E7+G7);

```

```

% (y(t+Dt)-y(t))/Dt = a(t)-b(t)*y(t)

```

```

x7(1) = 0;
for i = 2:1456
    x7(i) = a7(i-1)+(1-b7(i-1))*x7(i-1);
end;

```

```

function [G7] = fG7;
for i = 1:1456
    G7(i) = 0.01;
end;

```

```

function [x8]= fx8(T,Ox,G8,CW,Kow1);
AW = 3.3-0.4*Kow1;
B8 = 0.48;
Q8det = 1;
Q8phyto = 0;
%Kow = 6.92;
Flip = 36/1000;
Kphyto = 10^(0.38*Kow1+log10(Flip)+0.714);
xphyto = Kphyto*CW;
Focp = (0.2*0.25+0.05*0.25)/2;
Koc = 10^(0.799*Kow1+0.187);
xdet = Koc*Focp*CW;
MES = 0.103;
W8 = 0.212;
r8 = 0.128*W8*exp(0.0412*T);
R8 = (r8*24)/(W8*1000*Ox);
n8 = 6.379*(MES)*exp(0.0062*T);
N8 = (n8)/(W8*1000);
e8 = 0.147;
E8 = e8/(W8*1000);
a8 = ((R8).*CW*AW)+(B8*Q8det.*(N8).*xdet)+(B8*Q8phyto.*(N8).*xphyto);
b8 = (E8+(G8));

% (y(t+Dt)-y(t))/Dt = a(t)-b(t)*y(t)

x8(1) = 0;
for i = 2:3650
    x8(i) = a8(i-1)+(1-b8(i-1))*x8(i-1);
end;

function [G8] = fG8;
for i = 1:1456
    G8(i) = 0.0017;
end;

```

```

function [x9]= fx9(T,Ox,G9,Chloro,CW);
AW = 3.3-0.4*6.92;
B91 = 0.46;
B92 = 0.71;
Q9phyto = 0.15;
Q9sed = 0.75;
Q9det = 0.1;
Kow = 6.92;
Flip = 36/1000;
Kphyto = 10^(0.38*Kow+log10(Flip)+0.714);
xphyto = Kphyto*CW;
Foc = 29/1000;
Ks = ((10^Kow)^0.6)*Foc+4.81;
xsed = CW*Ks;
Focp = 46/1000;
Koc = 10^(0.799*Kow+0.187);
xdet = Koc*Focp*CW;
MES = 0.103;
W9 = 0.209;
r9 = 1.704*W9*exp(0.0337*T);
R9 = (r9*0.000001)/(W9*Ox);
n91 = 10.^(0.25*log10(Chloro*0.000001)+0.324*log10(W9*0.23)+0.702);
n92 = 10.^(0.75*log10(MES)+0.324*log10(W9*0.23)+0.702);
N91 = (n91)/(W9*1000);
N92 = (n92)/(W9*1000);
e9 = 0.16;
E9 = e9/(W9*1000);
a9 = (R9*CW*AW)+(B91*Q9det*N91*xdet)+(B91*Q9phyto*N91*xphyto)+(B92*Q9sed*N92*xsed);
b9 = (E9+G9);

```

```

% (y(t+Dt)-y(t))/Dt = a(t)-b(t)*y(t)

```

```

x9(1) = 0;
for i = 2:1456
    x9(i) = a9(i-1)+(1-b9(i-1))*x9(i-1);
end;

```

```

function [G9] = fG9;
for i = 1:1456
    G9(i) = 0.0018;
end;

```

```

function [x10]= fx10(T,Ox,CW,Kow1);
AW = 3.3-0.4*Kow1;
B10 = 0.94;
Q10det = 1;
%Kow = 6.92;
Focp = (0.2*0.25+0.05*0.25)/2;
Koc = 10^(0.799*Kow1+0.187);
xdet = Koc*Focp*CW;
W10 = 0.0623;
G10 = 0.0018;
r10 = 0.0082*W10*exp(0.0015*T);
R10 = (r10*22.4)/(W10*32*Ox);
n10 = 0.294*(W10*0.23)*exp(0.0014*T);
N10 = (n10)/(W10*1000);
e10 = 0.827*W10*exp(0.00067*T);
E10 = e10/(W10*1000);
a10 = ((R10).*CW*AW)+(B10*Q10det.*(N10).*xdet);
b10 = (E10+G10);

```

```
% (y(t+Dt)-y(t))/Dt = a(t)-b(t)*y(t)
```

```

x10(1) = 0;
for i = 2:3650
    x10(i) = a10(i-1)+(1-b10(i-1))*x10(i-1);
end;

```

```

function [x11b]= fx11b(T,Ox,x7b,x8,x9,x5,W11,CW,G11);
AW = 3.3-0.4*6.92;
B11 = 0.75;
Q117 = 0.6;
Q118 = 0.17;
Q119 = 0.13;
Q1110 = 0.09;
r11 = exp(7.63-0.4015*log(T)-4.032.*log(W11));
R11 = (r11*22.4)/(W11*32.*Ox);
N11 = 0.004;
E11 = 0.05*N11;
a11 = (R11.*CW*AW)+(B11*Q117*N11.*x7b)+(B11*Q118*N11.*x8)+(B11*Q119*N11.*x9)
+(B11*Q1110*N11.*(x5));
b11 = ((E11)+G11);

```

```
% (y(t+Dt)-y(t))/Dt = a(t)-b(t)*y(t)
```

```

x11b(1) = 0;
for i = 2:3650
    x11b(i) = a11(i-1)+(1-b11(i-1))*x11b(i-1);
end;

```

```

function [x12]= fx12(T,Ox,x1,x4,x5,x7b,x8,x10,G13,CW);
AW = 3.3-0.4*6.92;
B12 = 0.9;
Q121 = 0.12;
Q124 = 0.09;
Q125 = 0.65;
Q127 = 0.03;
Q128 = 0.02;
Q1210 = 0.09;
W12 = 10;
r12 = 80.1*(1-exp(-0.185*T.^(0.7)));
R12 = (r12*22.4*24)./(32*1000000*Ox);
N12 = 0.0145;
E12 = 0.00072;
a12 =
((R12).*CW*AW)+(B12*Q127*N12.*(x7b))+(B12*Q128*N12.*(x8))+(B12*Q121*N12.*(x1))+(B12*Q124*N
12.*(x4))+(B12*Q125*N12.*(x5))+(B12*Q1210*N12.*(x10));
b12 = (E12+(G13'));

```

```
% (y(t+Dt)-y(t))/Dt = a(t)-b(t)*y(t)
```

```

x12(1) = 550;
for i = 2:3650
    x12(i) = a12(i-1)+(1-b12(i-1))*x12(i-1);
end;

```

```

function [G12] = fG12;
for i = 1:1456
    G12(i) = 0.001;
end;

```

```

function [x13b]= fx13b(T,Ox,W13,x4,x5,x7b,x8,x10,x11b,G13,CW);
AW = 3.3-0.4*6.92;
B13 = 0.9;
Q134 = 0.09;
Q135 = 0.45;
Q137 = 0.03;
Q138 = 0.02;
Q1310 = 0.09;
Q1311 = 0.2;
Q1312 = 0.12;
r13 = 80.1*(1-exp(-0.185*T.^(0.7)));
R13 = (r13*22.4*24)./(32*1000000*Ox);
N13 = (0.072*W13.^0.84)/W13;
E13 = 0.15*N13;
a13 =
((R13).*CW*AW)+(B13*Q137*N13.*(x7b))+(B13*Q138*N13.*(x8))+(B13*Q134*N13.*(x4))+(B13*Q135*N
13.*(x5))+(B13*Q1310*N13.*(x10))+(B13*Q1311*N13.*(x11b));
b13 = (E13+(G13'));

```

```
% (y(t+Dt)-y(t))/Dt = a(t)-b(t)*y(t)
```

```

x13b(1) = 0;
for i = 2:3650
    x13b(i) = a13(i-1)+(1-b13(i-1))*x13b(i-1);
end;

```

For å aktivere alle modellene i Matlab kan man skrive inn følgende kode i ”command window”. Det forutsettes at man har tilgang på alle txt – filene.

```

load Chloro.txt
load Det.txt
load Ox.txt
load Q1det.txt
load Q1phyto.txt
load Q21.txt
load Q2det.txt
load Q31.txt
load Q32.txt
load Q3det.txt
load T.txt
CW = 0.075;
[n1]= fn1(Chloro);
[e1] = fe1(n1);
[x1]= fx1(Chloro,T,Ox,e1,n1,Q1phyto,Q1det,CW);
[x2] = fx2(x1,Ox,T,Q21,Q2det,CW);
[G3] = fG3;
[x3]= fx3(T,Ox,x1,x2,G3,Q31,Q32,Q3det,CW);
[G4] = fG4;
[x4]= fx4(Ox,x1,G4,T,CW);
[G5] = fG5;
[x5]= fx5(Ox,x1,x2,G5,CW);
[G6] = fG6;
[x6]= fx6(Chloro,T,Ox,G6,CW);
[G7] = fG7;
[x7]= fx6(T,Ox,G7,CW);
[G8] = fG8;
[x8]= fx8(T,Ox,G8,Chloro,CW);
[G9] = fG9;
[x9]= fx9(T,Ox,CW);
[W10] = fW10;
[x10]= fx10(T,Ox,x7,x8,x9,x9,W10,CW);
[W12] = fW12;
[G12] = fG12;
[x11]= fx11(T,Ox,x1,x4,x5,x6,x7,x9,G12);
[x12]= fx12(T,Ox,W12,x4,x5,x6,x7,x9,x10,x11,G12);
[x13b]= fx13b(T,Ox,W13,x4,x5,x7b,x8,x10,x11b,G13,CW);

```