



## Uttalelse fra Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinrester i matkjeden

29. april 2005

### Vurdering av nye resultater - Ranfjorden

#### SAMMENDRAG

Indre Ranfjorden er i dag belagt med kostholdsråd på grunn av tungmetaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Kostholdsrådet er: *"Konsum av skjell fanget innenfor Alterneset-Andfiskå frarådes"*. Rådet ble sist vurdert i 1997.

Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinrester i matkjeden har på oppdrag fra Mattilsynet vurdert nye analyseresultater av blåskjellprøver fra Ranfjorden. Prøvene er analysert for tungmetallene bly, kadmium og kvikksølv og for PAH-forbindelser inkludert benzo[a]pyren (BaP).

Det å spise skjell fra Ranfjorden med de målte nivåene av tungmetaller, vil ikke medføre vesentlig endring i eksponeringen hos voksne og vil ikke medføre økt risiko for helseskade.

Barn er mer følsomme for blyeksponering. Faggruppen har ikke oversikt over hvor mye skjell barn spiser, men det er lite sannsynlig at skjell vil være en viktig kilde til blyeksponering hos barn.

I stoffgruppen PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) er det flere mutagene forbindelser, slik som BaP. BaP kan brukes som en indikatorsubstans for mulig helseskade ved PAH-eksponering. Siden BaP er gentoksisk er det ikke mulig å identifisere noen terskelverdi, det vil si at enhver dose kan medføre helseskade. Det er derfor et førende prinsipp innen risikovurdering at inntaket av slike stoffer bør være så lavt som rimelig mulig. En metode for å risikovurdere slike stoffer er å bruke eksperimentelle data til å ekstrapolere seg fram til doser der risikoen er så lav at den kan anses å være neglisjerbar. En dose som ved daglig eksponering gjennom hele livet maksimalt gir en kreftrisiko på  $10^{-5}$  (1 krefttilfelle per 100.000 innbygger i løpet av 70 år) har vært benyttet som et neglisjerbart nivå. Det er

imidlertid forvaltningens oppgave å bestemme hvilket risikonivå som skal regnes som akseptabelt.

Det er knyttet meget stor usikkerhet til eksponering for BaP via mat i Norge og Europa forøvrig. Det er i dag ikke mulig å fastslå noen eksakt verdi for inntak av BaP, og beregningene som er gjort på den norske befolkningen er mest sannsynlig en underestimering av det faktiske inntaket.

Faggruppen har summarisk prøvd å beskrive tre noe ulike metoder for å risikovurdere BaP i skjell. I prinsippet er det imidlertid liten forskjell mellom metodene og det er de samme eksperimentelle studiene som ligger til grunn. I forbindelse med EFSA's pågående arbeid skal Hovedkomiteen i VKM se nærmere på ulike modeller som kan brukes til å beregne kreftrisiko for gentoksiske- og karsinogene stoffer.

Bakgrunnsnivå av BaP i skjell i Norge er opp til 1 ng/g. Det å spise skjell med et BaP-innhold over bakgrunnsnivået vil medføre en økt eksponering for BaP, spesielt blant de som spiser mye skjell. Inntak av skjell som er klart kontaminerte, slik som skjell fra Toraneskaiaen tatt ut i 2003, representerer en vesentlig tilleggseksponering. Leilighetsvis konsum av skjell fra Bjørnbærvika og Moholmen i Ranfjorden fra 2002 og 2003 vil medføre liten tilleggsrisiko. Risikoen vil imidlertid øke med høyt skjellkonsum og med økende kontamineringsnivå i skjellene.

## **BAKGRUNN**

Mattilsynet har fått en henvendelse fra Fylkesmannen i Nordland som ber om en vurdering av nye analyseresultater fra Ranfjorden.

Indre Ranfjorden er i dag belagt med kostholdsråd på grunn av tungmetaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Kostholdsrådet er: *"Konsum av skjell fanget innenfor Alterneset-Andfiskå frarådes"*. Rådet ble sist vurdert i 1997.

Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinrester i matkjeden fikk oversendt henvendelsen om Ranfjorden i juni 2004, men faggruppen kunne ikke vurdere resultatene slik de forelå (Protokoll, 24.09.04).

Mattilsynet har siden forrige behandling i faggruppen, mottatt utkast til NIVA-rapport hvor resultatene som tidligere ble oversendt, er satt opp på en vitenskapelig måte. Blåskjellprøver fra Ranfjorden er analysert for tungmetallene bly, kadmium og kvikksølv og for PAH-forbindelser inkludert benzo[a]pyren.

## **OPPDRAK FRA MATTILSYNET**

Mattilsynet ønsker å revurdere gjeldende kostholdsråd for området, tatt i betraktning nye, og mottatte resultater. Mattilsynet har derfor bedt VKM om å foreta en helsemessig vurdering av de nye resultatene fra ovennevnte NIVA-rapport opp i mot eksisterende kostholdsråd for Ranfjorden.

- Hvilken helsemessig risiko vil det være for befolkningen og eventuelle spesielt følsomme grupper, å spise skjell med de målte nivåer av miljøgifter?

## VURDERING

### Fareidentifisering og farekarakterisering

#### *Bly (Pb)*

Bly akkumuleres i kroppen i flere ulike vev og organer og inntak av bly kan gi mange ulike toksiske effekter. De viktigste effektene av langtidseksponering for lave doser av bly, er virkninger på nervesystemet. Små barn og spesielt fosteret er mest utsatt, og blyeksponering kan resultere i nedsatt kognitiv (læreevne) og motorisk (bevegelseevne) utvikling. Disse effektene av bly er godt dokumentert og blant annet påvist gjennom epidemiologiske undersøkelser (1). Med bakgrunn i effektene på barn og foster ble det tolerable ukentlige inntaket (provisional tolerable weekly intake, PTWI) av bly i 1986 fastsatt til 25 µg/kg kroppsvekt av Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives and Contaminants (JECFA). I 1993 og 2000 stadfestet JECFA denne PTWI-verdien og utvidet den til å gjelde alle aldersgrupper (2, 3).

#### *Kadmium (Cd)*

Kadmium tas opp i tarmen og akkumulerer spesielt i nyre og i lever. Ved jernmangel vil kadmiumopptaket kunne øke betydelig. Metallet utskilles meget langsomt (biologisk halveringstid er 10-30 år) og akkumuleres med alderen. Størst konsentrasjon kan det bli i nyrebarken. Effektene av kadmium er godt dokumentert (4). Nyreskade, med proteinuri, er den primære effekt av kadmiumeksponering, eventuelt ledsaget av forstyrrelser i kalsium- og vitamin D- metabolismen som kan lede til tap av beinmasse og osteoporose. Langtidseffekter har også vært observert i lever, i bloddannende-, immun- og kardiovaskulære organer og i skjelett. I tillegg er kadmium klassifisert som humant karsinogen av International Agency for Research on Cancer (IARC), men dette gjelder spesielt ved inhalasjon.

Det tolerable ukentlige inntaket (PTWI) er av JECFA fastsatt til 7 µg/kg kroppsvekt (5). JECFA re-evaluerte kadmium i 2003 (6). Nyere epidemiologiske undersøkelser tyder på at en lav eksponering på nivå med PTWI er assosiert med en økt prevalens av små nyreforandringer. Den langsiktige betydningen av disse forandringene er usikker, og derfor beholdt JECFA den tidligere PTWI på 7 µg/kg kroppsvekt.

#### *Kvikksølv (Hg)*

Det finnes forskjellige former av kvikksølv, både uorganiske og organisk. I sjømat er det metylkvikksølv som kan representere den største helserisiko. Metylkvikksølv kan påvirke utviklingen i hjernen til fosteret og føre til nevrologiske forandringer hos voksne. Det er også studier som indikerer at metylkvikksølv påvirker blodtrykket. Metylkvikksølv absorberes i tarmen (95 %), krysser placenta og skilles ut i morsmelk. Gjennomsnittlig halveringstid er 70 dager hos voksne. Foster antas å ha høyest følsomhet i siste to trimester av svangerskapet og tidlig postnalt, på grunn av rask utvikling av nervesystemet i denne perioden.

I juni 2003 reviderte JECFA sin vurdering av kvikksølv. Den tidligere PTWI-verdien for metylkvikksølv ble redusert fra 3,3 til 1,6 µg/kg kroppsvekt (6). Vurderingen er basert blant annet på epidemiologiske studier der sammenheng mellom eksponering for kvikksølv hos mødre og hemmet utvikling av sentralnervesystemet hos barna er studert. EFSA vurderte i 2004 kvikksølveksponering fra fisk blant befolkningen i Europa i forhold til JECFAs PTWI fra 2003 (7).

### ***PAH og benzo[a]pyren***

I stoffgruppen PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) er det flere mutagene forbindelser hvorav noen er påviselige eller sannsynlige kreftfremkallende. Når det gjelder kreftisiko for mutagene forbindelser kan man anta at det ikke er mulig å identifisere noen terskelverdi, det vil si at enhver dose medfører en viss grad av risiko. En metode for å risikovurdere slike stoffer er å bruke eksperimentelle data og å bruke ulike modeller til å ekstrapolere seg fram til doser der risikoen er så lav at den kan anses å være neglisjerbar. En dose som ved daglig eksponering gjennom hele livet maksimalt gir en kreftisiko på  $10^{-5}$  (1 krefttilfelle per 100.000 innbygger i løpet av 70 år) har vært benyttet som et neglisjerbart nivå (WHO Drinking Water Guidelines). Det er imidlertid forvaltningens oppgave å bestemme hvilket risikonivå som skal regnes som akseptabelt.

EUs vitenskapelige komité (SCF) risikovurderte PAH i 2002 (8). De konkluderte med at inntaket av PAH med gentoksiske egenskaper, slik som benzo[a]pyren (BaP), bør være så lavt som rimelig mulig, men beregnet seg ikke frem til en dose som anses å være neglisjerbar. I og med at sammensetningen av PAH varierer innenfor en faktor på 10 konkluderte SCF også med at BaP kan brukes som indikator for forekomst av PAH og til å vurdere effekt av de karsinogene PAH-forbindelsene i mat (8).

Tidligere Underarbeidsgruppe for miljøgifter i SNTs vitenskapelige komité risikovurderte PAH i skjell, senest i mars 2004. I sin beregning benyttet de T25 og lineær ekstrapolering. T25 er den livstidsdosen som i forsøk gir 25 % av dyrene svulster på et spesifikt sted etter justering for svulsthyppigheten hos kontrolldyrene. T25-dosen omregnes til korresponderende human dose (HT25) ved å ta hensyn til ulikheter i metabolsk aktivitet. HT25 ekstrapoleres så lineært ned til inntak som tilsvarer en kreftisiko på  $10^{-5}$ . Metoden har vist seg å stemme godt overens med andre metoder som involverer mer kompliserte regnemodeller og for kreftfremkallende stoffer der vi har epidemiologiske data ned til en risiko på  $10^{-3}$  (9).

Underarbeidsgruppen for miljøgifter konkluderte med at et inntak av 6,1 ng BaP/kg kroppsvekt/dag gir en livstidsrisiko på  $10^{-5}$  i mennesker. Inntaket er estimert ut i fra forsøk med mus som er eksponert for BaP alene. BaP er imidlertid ikke den eneste kreftfremkallende PAH-forbindelsen som detekteres i blåskjell som er forurenset med PAH. Det ble benyttet en samlet usikkerhetsfaktor på 5 fordi BaP forekommer i en blanding med andre PAH. Beregningen viste at et inntak av 1,22 ng BaP sammen med PAH i blåskjell/kg kroppsvekt/dag gir livstidsrisiko på  $10^{-5}$ . Dette tilsvarer et inntak på 85 ng BaP/dag for en voksen person på 70 kg. (10).

I februar 2005 vurderte JECFA PAH (11). JECFA tok utgangspunkt i samme forsøk som Underarbeidsgruppen for miljøgifter i SNTs vitenskapelige komité benyttet (12) i risikovurdering av BaP i blanding med andre PAH. JECFA har imidlertid benyttet en annen metode enn T25. I JECFAs vurdering er "benchmark dose lower confidence limit" (BMDL) brukt som et utgangspunkt for farekarakterisering siden dataene er egnet for dose-respons modellering. Dose-respons data er tilpasset 8 forskjellige statistiske modeller, og JECFA har valgt å avgrense ved 10 % nedre del av konfidensintervallet for benchmark dosen. BMDL (10 %) er 100 µg/kg kroppsvekt/dag (11).

JECFA har valgt å forholde seg til en ny verdi som kalles MOE (margin of exposure), det vil si BMDL (10 %) dividert med eksponering i befolkning. En høy MOE indikerer at det er stor avstand mellom dose som gir effekt i forsøksdyr og den dose befolkningen eksponeres for.

JECFA estimerte inntaket av BaP til mellom 4 og 10 ng/kg kroppsvekt/dag, og MOE (BMDL<sub>10%</sub>/eksponering i befolkning) ble 10000 til 25000. Med bakgrunn i dette konkluderer JECFA med at ved de estimerte inntakene av BaP er det liten grunn til bekymring for human helse. JECFA anbefaler likevel at det bør iverksettes tiltak for å redusere PAH-forurensning i mat.

## Eksponeringskarakterisering

### Resultater fra blåskjellprøver i Ranfjorden

I 2003 ble kvikksølv, bly, kadmium og PAH undersøkt i blåskjell fra fem stasjoner innenfor og nær området med kostholdsrad i Ranfjorden. Innsamling av blåskjell foregikk i perioden 20-24. august 2003. Tre parallelle prøver av 20 stk. blåskjell, 3-5 cm lange, ble innsamlet fra hver stasjon (OSPARs metoder, 1997). Resultatene fra 2003 er sammenliknet med resultater fra JAMP-overvåkning av 3 prøvestasjoner i 2002 (13). I tabell 1 vises en oversikt over resultatene av blåskjell samlet inn i 2002 og i 2003.

Tabell 1: Innhold av bly (Pb), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg) og benzo(a)pyren (BaP) i blåskjell fra Ranfjorden samlet inn i 2002 og 2003. Nivåene av tungmetallene er oppgitt i mg/kg våtvekt, mens nivåene for BaP er oppgitt i µg/kg våtvekt. Alle verdiene er medianverdier. EU s grenseverdi for bly i skjell er 1,5 mg/kg og 1,0 mg/kg for kadmium.

Prøvestasjoner i Ranfjorden	Tørrstoff %	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Hg mg/kg	BaP µg/kg
<b>2002</b>					
Toraneskaien	11	0,96	0,17	0,02	4,1
Moholmen	13	1,65	0,28	0,03	4,0
Bjørnbærvika	19	0,49	0,15	0,01	0,7
<b>2003</b>					
Toraneskaien	15,2	0,53	0,10	0,01	44
Moholmen	16,5	1,1	0,13	0,01	7,2
Bjørnbærvika	15,7	0,3	0,10	0,01	7,8
Raudberget	14,2	0,44	0,13	0,02	1,4
Kalvhaugneset	16,1	0,25	0,07	0,01	0,7

Blyinnhold i blåskjell lavere enn 0,25 mg/kg våtvekt er å anse som bakgrunnsnivå. Tilsvarende nivå for kadmium og kvikksølv er henholdsvis 0,2 mg/kg våtvekt og <0,03 mg/kg våtvekt (14, 15). EU s grenseverdi for bly i skjell er 1,5 mg/kg og 1,0 mg/kg for kadmium.

De aller fleste skjellprøvene fra Ranfjorden inneholder lave nivåer av kadmium og kvikksølv. Blyinnholdet var noe høyere enn det som regnes som bakgrunn, og en prøve innholdt mer bly enn EUs grenseverdi på 1,5 mg/kg.

Til sammenlikning varierte blyinnholdet i Blåskjellovervåkningsprogrammet 2003 (14) fra 0,05 til 1,25 mg/kg våtvekt, med et gjennomsnitt på 0,22 mg/kg våtvekt. For kadmium varierte innholdet fra 0,07 til 0,38 mg/kg våtvekt, med et gjennomsnitt på 0,18 mg/kg. Innholdet av kvikksølv fra Blåskjellprogrammet varierte fra 0,010 til 0,020 mg/kg våtvekt, med et gjennomsnittlig kvikksølvnivå på 0,014 mg/kg.

BaP-innhold i blåskjell lavere enn 1 µg/kg våtvekt er å anse som bakgrunnsnivå. For sum PAH er < 50 µg/kg våtvekt antatt å være lite forurenset (16).

Flere av blåskjellprøvene fra Ranfjorden inneholder mer BaP og sum PAH enn det som anses å være bakgrunnsnivåer i skjell. BaP-innholdet i blåskjell fra sammenliknbare stasjoner viser en markert økning fra 2002 til 2003. Det kommer ikke klart frem i rapportutkastet hva årsaken til denne økningen kan være, men det spekuleres i en lokal påvirkning fra en oljeterminal som ligger i nærheten.

### ***Konsum av skjell***

I kostholdsundersøkelsen Norkost 1997 (17) inngår ikke skjell som egen matvaregruppe, men er inkludert i matvaregruppen skalldyr. Mesteparten av skalldyrinntaket består mest sannsynlig av reker (personlig meddelelse fra Christina Bergsten). Gjennomsnittlig inntak av skalldyr for menn og kvinner er henholdsvis 4 og 5 g/dag, og grove antagelser er at skjell utgjør ca. 10 % av skalldyrinntaket.

Fisk- og viltundersøkelsen, del A (18) har direkte spørsmål om skjellinntaket. Gjennomsnittlig inntak av skjell i Norge er 1 g/dag for de som spiser skjell (ca 30 % av deltakerne) og inntak blant høykonsumenter er 5 g/dag (95-percentilen).

Estimater på hvor stor en porsjonsstørrelse av skjell er varierer. I Fisk- og viltundersøkelsen, del A er inntaket beregnet med en gjennomsnittlig porsjonsstørrelse på 70 g. I et nytt arbeid innenfor WHO er et stort måltid skjellmat estimert til å være 250 g<sup>1</sup>. Inntaket av skjell som spises i Norge fra Fisk- og viltundersøkelsen, del A vil i så fall være en underestimert i forhold til porsjonsstørrelsene fra WHO. I videre beregninger benyttes norske data på skjellinntak.

### ***Eksponering for bly***

Ved å spise skjell som inneholder bly tilsvarende de nivåene som er funnet i Ranfjorden vil inntaket av bly kunne variere fra 1,75 til 11,6 µg/uke for gjennomsnittskonsumenter avhengig av hvor og når skjellene er samlet inn. Høykonsumenter kan ha et inntak av bly fra 8,8 til 56 µg/uke.

Det gjennomsnittlige inntaket av bly fra mat er i den norske befolkningen beregnet å være 147 µg/uke (data fra Norkost 1997 kombinert med data fra Fisk- og vilt undersøkelsen, del A). Eksponering for bly kommer også via inhalasjon, men etter reduksjon av bruk av bly i bensin er denne nå svært liten. Utlekking av bly fra keramikk til næringsmidler kan også være en kilde til blyeksponering hos mennesker (19).

### ***Eksponering for kadmium***

Ved å spise skjell som inneholder kadmium tilsvarende de nivåene som er funnet i Ranfjorden, vil inntaket av kadmium kunne variere fra 0,49 til 2,0 µg/uke for gjennomsnittskonsumenter, avhengig av hvor og når prøven er samlet inn. Høykonsumenter kan ha et inntak av kadmium fra 2,5 til 9,8 µg/uke.

Foreløpige beregninger viser at det gjennomsnittlige inntaket av kadmium fra mat i den norske befolkningen ligger omtrent på 112 µg/uke (data Norkost 1997 kombinert med data fra Fisk- og Vilt undersøkelsen, del A)

---

<sup>1</sup> It should be noted that the standard portion of 100 g, which is sometimes used in risk assessment, is not adequate to assess an acute risk; a portion of 250 g would cover 97.5 % of the consumers of most countries for which data are available (FAO/IOC/WHO's Expert Consultation, Oslo 2004).

Kadmium fra sigarettøyk er en betydelig kilde til kadmiumeksponering hos røykere (4). Utlekking av kadmium fra keramikk til næringsmidler kan også være en kilde til kadmiumeksponering hos mennesker (19).

### ***Eksponering for kvikksølv***

Ved å spise skjell som inneholder kvikksølv tilsvarende de nivåene som er funnet i Ranfjorden, vil inntaket av kvikksølv kunne variere fra 0,07 til 0,14 µg/uke for gjennomsnittskonsumenter, avhengig av hvor og når prøven er samlet inn. Høykonsumenter kan ha et inntak av kvikksølv fra 0,35 til 0,7µg/uke.

Det gjennomsnittlige inntaket av kvikksølv fra mat er i den norske befolkningen beregnet til å være 28 µg/uke (data fra Fisk- og Vilt undersøkelsen, del A).

### ***Eksponering for BaP***

#### *Skjell*

Nedenfor i tabell 2 vises estimert inntak av BaP hos personer som spiser blåskjell fra ulike lokaliteter i Ranfjorden.

*Tabell 2: Teoretisk beregning av inntak av BaP fra skjell (ng/dag og ng/ kg kroppsvekt/dag) i Ranfjorden med ulike nivåer av BaP som er avdekket i prøvene fra 2002 og 2003. Inntaket er beregnet for gjennomsnittskonsumenter (1 g/dag) og høykonsumenter av skjell (5 g/dag), med antatt kroppsvekt på 70 kg.*

Prøvestasjoner i Ranfjorden	År	BaP innhold i skjell ng/g	Gjennomsnitt		Høykonsumenter	
			Ng/dag	ng/kg k.v./dag	ng/dag	ng/kg k.v./dag
Toraneskaaien	2003	44	44	0,62	220	3,14
Bjørnbærvika	2003	7,8	7,8	0,11	39	0,56
Moholmen	2003	7,2	7,2	0,10	36	0,51
Moholmen	2002	4,0	4,0	0,06	20	0,28
Raudberget	2003	1,4	1,4	0,02	7	0,10
Kalvhaugneset	2003	0,7	0,7	0,01	3,5	0,05

Inntaket av BaP fra skjell, spesielt blant høykonsumenter, øker med forurensningsgraden i skjellene.

#### *Bakgrunnseksponering for BaP fra mat*

I en Scoop-rapport fra 2004 er gjennomsnittlig inntak av BaP i Europa oppgitt å variere fra 14-270 ng/person/dag (20). Om en beregner gjennomsnitt av de forskjellige inntakene i de 11 landene blir BaP inntaket 87,7 ng/person/dag. Scoop-rapporten konkluderer imidlertid med at inntaksberegningene blant de 11 deltakerlandene er meget usikre og kan i beste fall være en indikator på hvor nivået kan ligge. I SCFs vurdering fra 2002 er det estimert et maksimalt inntak av BaP fra mat på 420 ng/ person/dag (8).

Inntaket av BaP i Norge er i Scoop-rapporten beregnet til å være 17 og 26 ng/person/dag for henholdsvis kvinner og menn (20). De viktigste matvaregruppene var hamburgere, røkt fisk, røkte pølser og brød. I denne beregningen er data fra Norkost 1997 benyttet for matvarekonsum. Inntaket er mest sannsynlig en underestimert av det faktiske inntaket i Norge fordi det kun er med et begrenset utvalg av matvarer som er analysert for BaP og fordi dannelsen av BaP under tilberedning av mat ikke er inkludert.

Metoden for å beregne inntaket av PAH som ble brukt i SCOOP-rapporten egner seg ikke til å estimere høyt konsum (95-percentilen). En meget grov antagelse som kan benyttes i slike tilfeller (inntaket beregnet på hele populasjonen, ikke bare dem som spiser) er å multiplisere gjennomsnittskonsumet med en faktor på tre. Et høyt inntak hos kvinner vil da være ca. 50 ng/person/dag og tilsvarende høyt inntak hos menn vil være ca. 80 ng/person/dag.

Når det gjelder inntak av BaP i befolkningen anslår JECFA et gjennomsnitt på 4 ng/kg kroppsvekt/dag (280 ng/dag for en person på 70 kg), mens høyt inntak anslås til 10 ng/kg kroppsvekt/dag (700 ng/person/dag) (11). Dette inntaket er betydelig høyere enn de norske og europeiske beregningene, men som tidligere nevnt hefter det stor usikkerhet til disse inntaksberegningene.

## Risikokarakterisering

### Tungmetaller

Tungmetallene Pb, Cd og Hg har PTWI-verdier (tolerable ukentlige inntak), som er et nivå for hvor mye en kan innta gjennom hele livet uten risiko for helseeffekter. Tolerable inntak beregnes for stoffer som har terskelverdi for mulige helseskader. Eksponering for doser lavere enn terskelverdien vil ikke medføre helseskade. For stoffer som har akkumulerende egenskaper angis ofte tolerabelt inntak på ukebasis. Det å overskride PTWI-verdiene enkelte ganger er ikke antatt å medføre økt risiko for helseskade så lenge eksponeringen over tid ikke gjør det.

Nivåene av tungmetaller i skjell fra Ranfjorden er ikke vesentlig forskjellig fra det som er målt i skjell fra områder uten kjente kilder til forurensning. Om en antar at inntaket av tungmetallene fra skjell kommer i tillegg til annen bakgrunnseksponeringen fra mat viser tabellen nedenfor hva dette inntaket utgjør i prosent av PTWI.

*Tabell 3: Prosentandel som inntaket av henholdsvis Pb, Cd og Hg (inntak = skjell + vanlig kosthold) utgjør av respektive PTWI-verdier. I bergningene er kun høyeste middelvei for henholdsvis Pb, Cd og Hg som er avdekket i skjell fra Ranfjorden benyttet. Prosentandelen vises både for gjennomsnittskonsumenter og høykonsumenter av skjell i Norge. Verdiene er avrundet.*

Tungmetaller	Gjennomsnittskonsumenter (7 g/uke)		Høykonsumenter (35 g/uke)	
	Ukentlig inntak <sup>1</sup>	% av PTWI <sup>2</sup>	Ukentlig inntak <sup>1</sup>	% av PTWI <sup>2</sup>
<b>Pb</b>	160 µg/uke	9	200 µg/uke	11
<b>Cd</b>	115 µg/uke	23	120 µg/uke	25
<b>Hg</b>	28 µg/uke	25	29 µg/uke	26

<sup>1</sup> Ukentlig inntak: skjell + vanlig kosthold

<sup>2</sup> PTWI for Pb: 25 µg/kg kroppsvekt/uke, tilsvarer 1750 µg/uke for en voksen person på 70 kg. PTWI for Cd: 7 µg/kg kroppsvekt/uke, tilsvarer 490 µg/uke for en voksen person på 70 kg. PTWI for metHg: 1,6 µg/kg kroppsvekt/uke, tilsvarer 112µg/uke for en voksen person på 70 kg.

Som det fremkommer av tabell 3 utgjør det å spise skjell fra Ranfjorden, med de høyeste verdiene for de ulike tungmetallene, sammen med et vanlig kosthold fra 9 til 25 % av de respektive PTWI-verdiene. Prosentandelen endres ikke vesentlig for personer som har et høyt konsum av skjell.

Inntaksberegningene av tungmetaller i den norske befolkningen er usikre blant annet fordi det er brukt punkttestimat for gjennomsnittlig konsum, det mangler analysedata for enkelte matvarer og en del av analyseresultatene er fra begynnelsen av 90-tallet. Det finnes heller ikke



detaljert informasjon om høykonsumentenes inntak i disse beregningene. Det er imidlertid ingen grunn til å anta at inntaket av tungmetaller fra et vanlig kosthold vil være i nærheten av eller over PTWI.

Det å spise skjell fra Ranfjorden med de målte nivåene av tungmetaller vil ikke medføre vesentlig endring i eksponeringen hos voksne. Faggruppen antar at en slik eksponering ikke medfører økt risiko for helseskade.

Barn er mer følsomme for blyeksponering. Faggruppen har ikke oversikt over hvor mye skjell barn spiser, men det er lite sannsynlig at skjell vil være en viktig kilde til blyeksponering hos barn.

### **BaP**

Når det gjelder kreftrisiko fra mutagene forbindelser, slik som BaP, kan man anta at det ikke er mulig å identifisere noen terskelverdi, det vil si at enhver dose medfører en viss grad av risiko.

Skjell fra prøvestasjonene Toraneskaaien, Bjørnbærvika og Moholmen i Ranfjorden tatt ut i 2002 og 2003 inneholder mer BaP enn det som er vanlige bakgrunnsnivåer i skjell. BaP-innholdet i blåskjell fra sammenlignbare stasjoner viser en markert økning fra 2002 til 2003. Som det fremkommer av tabell 4 vil et vanlig inntak av blåskjell med ulike nivåer av BaP som er målt i Ranfjorden utgjøre fra 3 til 200 % av det daglige inntaket i Norge (usikkert estimat) og fra 1 til 52 % av et daglig inntak som tilsvarer en livstidsrisiko for kreft på  $10^{-5}$ . For høykonsumenter vil det å spise skjell fra Ranfjorden kunne utgjøre 16 til 1000 % av gjennomsnittlig inntak i Norge og fra 4 til 259 % av daglig inntakene som tilsvarer livstidsrisiko på  $10^{-5}$ .

Tabell 4: Prosentandel som teoretisk inntak av BaP fra skjell ved ulike prøvestasjoner fra Ranfjorden (se tabell 2) utgjør av daglig inntak og av daglig inntak som tilsvarer en livstidsrisiko på  $10^{-5}$ .

Prøvestasjoner	Gjennomsnittskonsumenter (1 g/dag)		Høykonsumenter (5 g/dag)	
	% av daglig inntak <sup>1</sup>	% av HT10 <sup>-5</sup> <sup>2</sup>	% av daglig inntak <sup>1</sup>	% av HT10 <sup>-5</sup> <sup>2</sup>
Toraneskaaien	200	52	1000	259
Bjørnbærvika	36	9	177	44
Moholmen	18	5	91	24
Raudberget	6	12	32	8
Kalvhaugneset	3	1	16	4

<sup>1</sup> Daglig inntak av BaP i Norge: 22 ng/dag (gjennomsnitt av inntaket hos menn og kvinner, usikkert estimat).

<sup>2</sup> HT10<sup>-5</sup>, det vil si inntak av BaP som tilsvarer livstidsrisiko på  $10^{-5}$ : 85 ng/dag

Det er knyttet meget stor usikkerhet til eksponering for BaP via mat i Norge og Europa forøvrig. Det er i dag ikke mulig å fastslå noen eksakt verdi for inntak av BaP, og beregningene som er gjort på den norske befolkningen er mest sannsynlig en underestimert av det faktiske inntaket. Det er ikke identifisert noen spesielt følsomme grupper for effekter av mutagene forbindelser som det bør tas spesielt hensyn til.

Nedenfor vurderes skjellinntak med utgangspunkt i de tre forskjellige risikovurderingen som er beskrevet for PAH og BaP.

*Vurdering av skjellinntak ved å bruke SCFs "as low as reasonable achievable":*

EU's tidligere Scientific Committee on Food vurderte BaP og PAH i 2002 (8). SCF beregnet seg ikke frem til en dose som anses å være neglisjerbar. De anbefalte at eksponering for gentoksiske karsinogener bør være så lavt som rimelig mulig. Om denne vurderingen legges til grunn mener faggruppen det betyr at en bør unngå å spise skjell som har høyere BaP-innhold enn det som kan regnes som bakgrunnsnivå. For blåskjell vil dette være konsentrasjoner større enn 1µg BaP/kg.

*Vurdering av skjellinntak ved å bruke T25 med justert HT10<sup>-5</sup>:*

Ut fra de forskjellige inntaksberegningene som er gjort i Europa, kan man anta at eksponeringen for BaP ligger på en kreftisiko tilsvarende 10<sup>-5</sup> som antas å være neglisjerbar. Det å spise skjell som inneholder mer BaP enn bakgrunnsnivåene vil medføre en økt risiko utover dette neglisjerbare nivået.

Tabell 5 viser beregning av tilleggsrisiko ved å spise skjell utover et bakgrunnsinntak på 85 ng BaP/dag som tilsvarer en livslang kreftisiko på 10<sup>-5</sup> og som antas å være neglisjerbart<sup>2</sup>.

*Tabell 5: Teoretisk beregning av tilleggsrisiko ved å spise skjell med ulike nivåer BaP i skjell utover en livstidsrisiko for kreft på 10<sup>-5</sup>. Tilleggsrisikoen er vist for personer med et gjennomsnittlig inntak av skjell (1 g/dag) og for høykonsumenter 5 g/dag) av skjell.*

<b>BaP innhold i skjell ng/g</b>	<b>Tilleggsrisiko Gjennomsnittkonsumenter</b>	<b>Tilleggsrisiko Høykonsumenter</b>
1 (bakgrunn)	0,011 x 10 <sup>-5</sup>	0,06 x 10 <sup>-5</sup>
5	0,06 x 10 <sup>-5</sup>	0,29 x 10 <sup>-5</sup>
10	0,12 x 10 <sup>-5</sup>	0,58 x 10 <sup>-5</sup>
40	0,47 x 10 <sup>-5</sup>	2,35 x 10 <sup>-5</sup>

For både gjennomsnittskonsumenter og høykonsumenter av skjell blir tilleggsrisikoen ca. 5 ganger høyere om de spiser skjell med et innhold på 5 ng BaP/g enn ved å spise skjell fra ikke forurensede områder, og omtrent 40 ganger høyere om skjellene inneholder 40 ng BaP/g.

Selv om tilleggsrisiko ved å spise skjell fra kontaminerte områder kan synes lav, viser beregningene i tabell 4 at inntaket av BaP øker betydelig når skjellene har innhold utover bakgrunnsnivå.

Beregningen av BaP-eksponering som gir kreftisiko på 10<sup>-5</sup> må regnes som konservativ, fordi det er lagt til en ekstra usikkerhetsfaktor fordi BaP forekommer i en annen blanding med andre kreftfremkallende PAH i mat enn den PAH-blandingen som er brukt i det aktuelle eksperimentet med mus.

*Vurdering av skjellinntak ved å bruke JECFAs vurdering fra 2005:*

Dersom en regner at eksponering fra kost i Norge ligger i størrelsesorden 4 ng BaP/kg kroppsvekt/dag vil konsum av selv de mest kontaminerte skjellene ved Toraneskaien (44 ng BaP/g) ikke gi eksponering for BaP utover 10 ng/kg kroppsvekt/dag. Eksponeringen gir liten grunn til bekymring. Samtidig anbefaler JECFA at en bør redusere inntak av BaP fra kosten (11).

<sup>2</sup> Bergning: 85 ng/dag gir en livstidsrisiko på 10<sup>-5</sup>. 85 ng/dag + tilleggsinntak fra skjell (ng/dag) tilsvarer livstidsrisiko X.

X = [(85 ng/dag + tilleggsinntak ng/dag) x 10<sup>-5</sup>]/85.

## KONKLUSJON

Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinrester i matkjeden har vurdert nye analyseresultater av blåskjellprøver fra Ranfjorden. Prøvene er analysert for tungmetallene bly, kadmium og kvikksølv og for PAH-forbindelser inkludert benzo[a]pyren (BaP).

Det å spise skjell fra Ranfjorden med de målte nivåene av tungmetaller, vil ikke medføre vesentlig endring i eksponeringen hos voksne og vil ikke medføre økt risiko for helseskade.

Barn er mer følsomme for blyeksponering. Faggruppen har ikke oversikt over hvor mye skjell barn spiser, men det er lite sannsynlig at skjell vil være en viktig kilde til blyeksponering hos barn.

I stoffgruppen PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) er det flere mutagene forbindelser, slik som BaP. BaP kan brukes som en indikatorsubstans for mulig helseskade ved PAH-eksponering. Siden BaP er gentoksisk er det ikke mulig å identifisere noen terskelverdi, det vil si at enhver dose kan medføre helseskade. Det er derfor et førende prinsipp innen risikovurdering at inntaket av slike stoffer bør være så lavt som rimelig mulig. En metode for å risikovurdere slike stoffer er å bruke eksperimentelle data til å ekstrapolere seg fram til doser der risikoen er så lav at den kan anses å være neglisjerbar. En dose som ved daglig eksponering gjennom hele livet maksimalt gir en kreftrisiko på  $10^{-5}$  (1 krefttilfelle per 100.000 innbygger i løpet av 70 år) har vært benyttet som et neglisjerbart nivå. Det er imidlertid forvaltningens oppgave å bestemme hvilket risikonivå som skal regnes som akseptabelt.

Det er knyttet meget stor usikkerhet til eksponering for BaP via mat i Norge og Europa forøvrig. Det er i dag ikke mulig å fastslå noen eksakt verdi for inntak av BaP, og beregningene som er gjort på den norske befolkningen er mest sannsynlig en underestimert av det faktiske inntaket.

Faggruppen har beskrevet tre noe ulike metoder for å risikovurdere BaP i skjell. I prinsippet er ikke metodene så forskjellige. I forbindelse med EFSA's pågående arbeid skal Hovedkomiteen i VKM se nærmere på ulike modeller som kan brukes til å beregne kreftrisiko for gentoksiske- og karsinogene stoffer.

Bakgrunnsnivå av BaP i skjell i Norge er opp til 1 ng/g. Det å spise skjell med et BaP-innhold over bakgrunnsnivået vil medføre en økt eksponering for BaP, spesielt blant de som spiser mye skjell. Inntak av skjell som er klart kontaminerte, slik som skjell fra Toraneskaiaen tatt ut i 2003, representerer en vesentlig tilleggseksponering. Leilighetsvis konsum av skjell fra Bjørnbærvika og Moholmen i Ranfjorden fra 2002 og 2003 vil medføre liten tilleggstrisiko. Risikoen vil imidlertid øke med høyt skjellkonsum og med økende kontamineringsnivå i skjellene.

**VURDERT AV**

Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinrester i matkjeden:

Janneche Utne Skåre (leder), Jan Alexander, Kari Grave, Kåre Julshamn, Tore Aune  
Marc Berntssen, Helle Katrine Knutsen, Helle Margrete Meltzer, Ole Bent Samuelsen

Koordinator fra sekretariatet: Marie Louise Wiborg

**REFERANSER**

1. WHO-IPCS 1995. Inorganic Lead, Environmental Health Criteria 165. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
2. WHO 1993. Evaluation of certain food additives and contaminants. Forty-first report of the Joint FAO/WHO expert Committee on Food Additives. WHO technical report series no. 837. World Health Organization, Geneva, Switzerland
3. WHO 2000. Lead. In: Safety Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants. Joint FAO/WHO expert Committee on Food Additives, Food Additives Series: 44. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
4. WHO-IPCS 1992. Cadmium, Environmental Health Criteria 134. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
5. WHO 2001. Cadmium. In: Safety Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants. Joint FAO/WHO expert Committee on Food Additives, Food Additives Series: 46. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
6. JECFA 2003. JOINT FAO/WHO EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES. Sixty-first meeting. Rome, 10-19 June 200. SUMMARY AND CONCLUSIONS. Food and Agriculture Organization of the United Nations, World Health Organization, 1-22. 2003. [http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/en/summary\\_61.pdf](http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/en/summary_61.pdf)
7. EFSA 2004. Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to mercury and methylmercury in food, The EFSA Journal (2004) 34, 1-14.  
[http://www.efsa.eu.int/science/contam/contam\\_opinions/259/opinion\\_contam\\_01\\_en1.pdf](http://www.efsa.eu.int/science/contam/contam_opinions/259/opinion_contam_01_en1.pdf)
8. SCF 2002. Opinion of the Scientific Committee on Food on the risks to human health of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in food. SCF/CS/CNTM/PAH/29 Final4 December 2002 EUROPEAN COMMISSION HEALTH and CONSUMER PROTECTION DIRECTORATE-GENERAL  
[http://europa.eu.int/comm/food/food/chemicalsafety/contaminants/out153\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/food/food/chemicalsafety/contaminants/out153_en.pdf)
9. Sanner T. and Dybing, E. Comparison of carcinogenic and in vivo genotoxic potency estimates. *Basic & Clinical Pharmacology & Toxicology* 2005, **96**, 131-139.

10. Knutsen, H.K., Sanner, T. og Alexander, J. Risikovurdering av PAH i skjell. Risikovurdering fra Underarbeidsgruppen for miljøgifter, SNTs vitenskapelige komité. [www.vkm.no](http://www.vkm.no).
11. JECFA 2005. JOINT FAO/WHO EXPERT COMMITTEE ON FOOD ADDITIVES. Sixty-fourth meeting. Rome, 8-17 February 2005. SUMMARY AND CONCLUSIONS. Food and Agriculture Organization of the United Nations, World Health Organization, 1-47. 2005. [http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/en/summary\\_report\\_64\\_final.pdf](http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/en/summary_report_64_final.pdf)
12. Culp SJ, Gaylor DW, Sheldon WG, Goldstein LS, Beland FA: A comparison of the tumors induced by coal tar and benzo[a]pyrene in a 2-year bioassay. *Carcinogenesis* 1998, 19: 117-124.
13. Undersøkelse av miljøgifter i blåskjell fra indre Ranfjorden 2003, NIVA-rapport. Utkast til rapport.
14. Julshamn K, Duinker A, Haldorsen A.K.L. og Lunestad B.T. OVERVÅKNINGSPROGRAM FOR SKJELL, ÅRSRAPPORT 2003. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning, 2004.
15. Julshamn K, Duinker A, Hove H og Lunestad B.T. OVERVÅKNINGSPROGRAM FOR SKJELL, ÅRSRAPPORT 2002. Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning, 2003.
16. Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. NIVA-rapport, TA-1467, 1997.
17. Johansson L, Solvoll, K. NORKOST 1997. Landsomfattende kostholdsundersøkelse blant menn og kvinner i alder 16-79 år. Rapport nr.2/1999. Statens råd for ernæring og fysisk aktivitet. Oslo 1999.
18. Meltzer, H, Bergsten, C, Stigum, H: Fisk og viltundersøkelsen. Konsum av matvarer som kan ha betydning for inntaket av kvikksølv, kadmium og PCB/dioksin i norsk kosthold. SNT-rapport 6. 2002.
19. VKM 2004. Risikovurdering av bly og andre tungmetaller fra keramiske produkter. <http://www.vkm.no/eway/library/openForm.aspx?param1=15798&param5=read>
20. SCOOP 2004. Reports on tasks for scientific cooperation. Report of experts participating in Task 3.2.12. October 2004. COLLECTION OF OCCURRENCE DATA ON POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS IN FOOD. Directorate-General Health and Consumer Protection. [http://europa.eu.int/comm/food/food/chemicalsafety/contaminants/scoop\\_3-2-12\\_final\\_report\\_pah\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/food/food/chemicalsafety/contaminants/scoop_3-2-12_final_report_pah_en.pdf)