

原子力發電과 環境生態

(Nuclear Power Generation and Environmental Ecology)

李鉦浩 · 趙泰柱 · 金英煥 · 黃喜楨

한국에너지연구소 環境研究室

(1982. 1. 14 접수)

1. 緒 論

人間은 그들의 文明, 社會, 經濟 및 日常生活에 있어서 보다 나은 狀態를 유지하고 向上시키기 위해서 環境惡化의 原因이 되는 産業活動이 必要한 동시에 人間環境의 適正한 維持를 위한 강한 慾求가 常存한다. 이러한 相反되는 要求가 明瞭하게 認識되기 시작한 것은 第2次 世界大戰後, 세계각국의 經濟發展이 눈부시게 발전하기 시작한 以後, 또한 科學技術의 開發과 利用이 이에 크게 關係했다는 것은 明白한 事實이다. 20世紀 後半에 이르러 有望 에너지源으로서 期待되기 시작한 原子力利用도 例外는 아니다.

核分裂時 放出되는 에너지를 利用하는 原子力發電은 주변 環境에 대해 크게 두종류의 壓迫을 加하게 된다. 그 하나는 核分裂時 生기는 核分裂生成物의 放出이고, 다른 하나는 廢熱의 放出이다. 廢熱은 貫流冷却方式(Once-through cooling system)을 택할 경우 冷却水가 높은 溫度로 加熱되어 주변 環境으로 放出되는데 이를 溫排水라 한다.

이들 放射性物質 및 溫排水의 放出이 環境에 미칠수 있는 여러 形態의 影響을 감안할 때, 原子力發電은 에너지資源의 利用 그 自體보다는 人間 및 環境에 미치는 影響이 制限要因으로 作用할 것으로 보인다. 따라서 현재 주어진 原子力發電과 環境安全이라는 측면에서 볼때 放射性物質 및 廢熱의 불가피한 放出로 인한 諸般 影響을 精確히 파악·評價하고 그 影響을 最少限으로 줄일 수 있는 方案을 강구하는 일이 요구된다.

2. 放射性物質 放出로 인한 影響

1940年代 이후 人類는 다량의 人工放射性物質을 地

球上에 放出하여 왔는데 核實驗에 의한 것 이외에, 初期의 放射性廢棄物의 多量流出은 美國 Washington州에 위치한 Hanford에서 核燃料再處理 過程中 일어났다. 인접한 Columbia江으로 방출된 放射性廢棄物은 太平洋 沿岸으로 유출되어 여러가지 社會問題를 야기시켰다.¹⁾ 1962년 大氣圈 核實驗禁止條約이 發効된 이후 核實驗에 의한 放射性物質 방출은 감소되었으나 原子力의 平和的 利用을 계속 追求하는 한 放射性物質 유출로 인한 環境汚染은 계속될 것이다. 이에 대한 觀心이 높아감에 따라 1970年 國際原子力機構는 環境保護 프로그램의 주요 案件으로서 放射性物質 流出로 부터 人間 및 環境을 保護하기 위한 計劃을 수립하였고 1972年 U.N.主管으로 열린 人間環境會議에서도 이를 再認識하게 되었다.

2.1. 放射性核種의 環境內行動 및 線量率

生物體에 미치는 放射線의 影響을 評價하기 위해서 우선 生物體內 및 周圍環境에서의 各 核種의 濃度 그리고 이 資料에 근거한 線量率 算出이 선행되어야 한다.

生態學的 觀點에서 볼때 중요한 放射性核種은 크게 3가지 group으로 나눌수 있다. 첫째 group은 自然放射能의 主가 되는 天然放射性核種이나 生物體의 主要構成成分은 아닌 것들이다. 이 group에는, 가장 풍부한 核種인 K-40과 세가지 주요 崩壞系列의 母核種이 되는 U-235, U-238, Th-232와 Ra-226 등이 屬한다. 둘째 group은, 生物體 構成要素의 同位元素이며 生物群落의 代謝에 관한 연구에 追跡子(tracer)로 사용될 수 있는 것으로, ^{14}C , ^3H , ^{131}I , ^{45}Ca , ^{32}P , ^{35}S , ^{65}Zn , ^{64}Cu , ^{60}Co , ^{59}Fe , ^{54}Mn , ^{42}K , ^{22}Na , ^{24}Na 등이 이에 屬한다. 셋째 group은, 放射性落塵이나 放射性廢棄物 質의 방출로 인해, 環境으로 유입되는 核分裂生成物이

며, Sr group($^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$, ^{89}Sr), Cs group($^{137}\text{Cs}/^{137}\text{Ba}$, ^{134}Cs), Ce group($^{144}\text{Ce}/^{144}\text{Pr}$, ^{141}Ce) 및 Ru group($^{106}\text{Ru}/^{106}\text{Rh}$, ^{108}Ru , $^{95}\text{Zr}/^{95}\text{Nb}$, $^{140}\text{Ba}/^{140}\text{La}$, $^{147}\text{Nd}/^{147}\text{Pm}$, ^{91}Y , ^{239}Pu , ^{181}I , ^{235}U , ^{238}U)이 이에 屬한다. 이들 核種은, 原形質의 필수 구성요소는 아니나(^{131}I 는 예외), 이들은 쉽게 biogeochemical cycle로 들어가 먹이연쇄과정에서 농축되어 인간에게 전달될 수 있는 핵종들이다.^{2,3)}

放射性核種의 生態系內 分布 및 移動의 양상은, 各 生態系의 물리적, 화학적 특성과 생태계 구성성분인 생물체의 종류에 따라 달라진다.^{2,4)} 海洋生態系에서는, 海底沈澱物에서의 放射性核種의 축적이 考察되어야 한다. ^{60}Co , ^{59}Fe , ^{65}Zn , ^{54}Mn 과 같이 有機物質과 강하게 결합하는 核種들과, ^{144}Ce , ^{144}Pr , ^{95}Zr 및 ^{106}Rh 과 같이 粒子狀態 또는 colloid狀態로 존재하는 것들이 海洋生物에 다량 전달된다. 이들 核種은, 海底의 有機體腐蝕產物(detritus)과 결합하는 核種들로서 陸上生物이나 海洋植物에서는 발견되지 않고 海洋動物에서만 발견되는데, 海洋生態系에서는 海底의 有機沈澱物을 직접 섭취하거나 또는 여과하여 營養을 취하는 생물체의 활동이 현저한 때문이다.²⁾ 이러한 현상은, 陸上生態系에서는 水溶性 核分裂生成物인 ^{90}Sr 과 ^{137}Cs 이 陸上動·植物에 다량 전달되는 현상과 크게 대조를 이룬다.

放射性核種이 일단 水圈生態系로 방출되면 확산과 희석이 이루어 지는 한편, 전술한 바와 같이 먹이연쇄과정에서 생물체에 농축이 되는데, 이를 生物學的 濃

縮現象(biological concentration)이라 한다. 한 예로, 비교적 소규모의 먹이網으로 구성된 작은 湖水에서 低準位 放射性廢棄物의 流入으로 인한 Sr-90의 농축현상³⁾은 그림 1에 보인 바와 같다.

배에서의 Sr-90의 농축 이외에, 근육에서의 Cs-137, 甲状腺에서의 I-131의 농축현상은 잘 알려져 있는 현상이다.

일반적으로, 貧營養狀態의 環境에서는 먹이연쇄에 보다 많은 放射性核種이 들어가게 된다. 이것은 富營養狀態에서는 交換이 잘 이루어지고 貯藏能이 커서 희석이 잘 되기 때문이다. 예를 들어, 황무지의 植被은 放射性落塵을 모으는 역할을 하며, 이 경우 초식동물에 放射性核種이 다량 전달된다.⁵⁾

이 밖에 海洋環境內 방사성핵종의 분포에 영향을 미치는 物理·化學的 要因으로는, 海水의 溫度, 鹽分度 및 海水의 流動(潮流, 海流) 등이 있다.

放射性核種의 농도는 실제로 측정하기도 하며, 경우에 따라서는 이미 알려진 同位元素比와 생물농축계수를 이용하여 계산하기도 한다.^{2,4)} 특정 放射性核種이 방출하는 에너지中 어느 정도가 生物體에 흡수되며 또 어느 정도 損傷을 주게 되는 지는, 그 核種이 生物體內에 존재하느냐 體外에 존재하느냐 하는 것과 방출되는 放射線의 類型 및 各 생물체의 크기와 기하학적 모양에 의해 결정된다.⁴⁾

自然放射能으로 인한 線量率은 최고 약 $40\mu\text{rad}\cdot\text{h}^{-1}$ 이다. 放射性落塵으로 인한 線量率은 처음에는 자연방사능으로 인한 線量率을 훨씬 上廻하는 수준이었으나 현재는 감소하여 자연방사능으로 인한 것과 비슷하게 되었다. 발전소 및 재처리시설로부터의 放射性廢棄物 방출로 인한 것은 상황에 따라 크게 다르다. 현재까지 보고된 중에서 가장 높은 線量率은 Columbia 江에서의 $25\text{mrad}\cdot\text{h}^{-1}$ 인데⁶⁾, 현재 폐기물처리의 관리를 철저히 하고 있는 한, 자연방사능으로 인한 線量率水準을 크게 넘어서지는 않을 것으로 예상된다.

2.2. 生物學的 影響

生物體가 放射線에 被曝되었을 경우, 그 영향은 방출되는 放射線의 類型 및 에너지 그리고 생물학적인 要因에 의해 결정된다. α -線은 매우 좁은 공간에서 그 에너지의 대부분을 잃게 되므로 생물체가 이러한 α -線放出核種을 섭취했을 경우 內部被曝으로 인해 상당한 局部的 放射線障害가 초래된다. 放射線에 被曝된 細胞에서는 여러 形態的, 機能的 變化가 유발되는데, 細胞가 致死케 되는 주요 損傷部位는 細胞核임이 밝혀졌다.^{7,8)}

SR-90 IN PERCH LAKE FOOD WEB

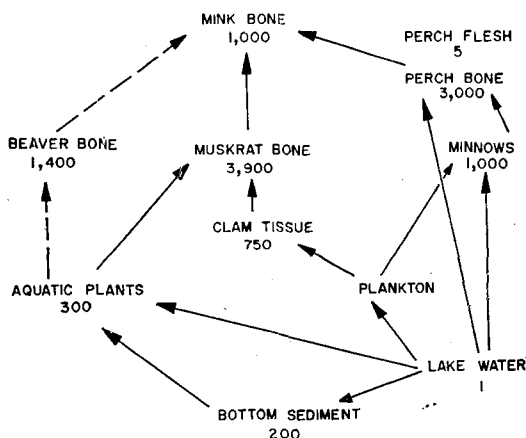


Fig. 1. Concentration of Sr-90 in Various Parts of the Food Web in a Small Lake Receiving Low-level Atomic Wastes

Table 1. Ranges of Acute Lethal Radiation Doses for Adults of Various Groups (Krad)

Bacteria	4.5—735	(LD ₉₀)
Blue green algae	400—1200	(LD ₉₀)
Other algae	3—120	(LD ₅₀)
Protozoa	?—600	(LD ₅₀)
Molluscs	20—109	(LD _{50/30})
Crustaceans	1.5—56.6	(LD _{50/30})
Fish	1.1—5.6	(LD _{50/30})

放射線感受性は細胞의 類型이나 各 生物種에 따라 큰 차이가 있다. 일반적으로, 細胞分裂이 왕성한 세포나 未分化細胞 등이 가장 敏感하며⁹⁾, 표 1에서 보는 바와 같이 고등생물이 하등생물보다 더 敏感하다.^{3,9,10)} 그러므로, 海洋生態系에서는 魚卵이나 稚魚가 가장 敏感하다고 볼 수 있다. 또한, 생물체의 放射線에 대한感受性は DNA含量과 밀접한 관계가 있어서 DNA含量이 클 수록感受性 또한 커진다. 식물체의 경우, 放射線感受性は 倍數性(ploidy)과도 관계가 있음이 밝혀졌는데, 일반적으로 1N 染色體를 가진(haploid) 개체가 가장 민감하고 倍數성이 증가할 수록 抵抗性도 증가한다. 이것은 倍數성이 증가할 수록 分裂間期(interphase)에서의 평균 염색체부피는 감소하는 데 기인하거나 과잉 遺傳情報때문인 것으로 해석된다.⁹⁾

이와 같은 各 生物種間의感受性的 차이는 생태학적으로 볼 때 매우 중요하다. 放射線의 압박을 받게 되면 새로운 적응과 선택이 이루어져 민감한 生物種은 소멸하게 된다. 실제로, 10,000 Ci의 γ -線源, ⁶⁰Co이나 ¹³⁷Cs를 野外나 山林에 노출시켰을 때 放射線被曝으로 인한 種多樣性(species diversity)의 감소와 群落構造의 변화가 보고되었다.^{11,12)} 또한, 放射線의 압박은 捕食者—被食者(predator-prey) 관계와 같은 중요한 集團間 상호관계를 변화시킨다.¹³⁾

放射線被曝은 단기간에 높은線量에 照射되는 急性被曝과 장기간 지속적으로 낮은線量에 照射되는 慢性被曝이 있는데, 현재까지의 연구는 주로 急性被曝으로 인한 생물체의 영향에 치중되어 왔다. 急性被曝時의 현저한 효과는 致死效果인데 致死에 이르게 하는線量を 致死線量(lethal dose)이라 하며, 보통 30日내에 개체 50%가 致死하는線量, LD_{50/30}이 많이 사용된다. 전술한 바와 같이 致死線量은 生物體의 종류, 발육단계 및 生物體가棲息하는 곳의 物理·化學的 外部條件 등에 따라 달라진다.

慢性被曝에 의한 영향은 장기간 體細胞에서의 영향

뿐 아니라 遺傳的인 影響을 세심히 주시하여야 하기 때문에 그 影響을 관찰하는 데 많은 난점이 있다. 慢性被曝의 경우, 急性被曝에서와 동일한 영향을 관찰하기 위해서는 總 照射線量이 훨씬 많아야 한다.¹⁴⁾ 이것은 낮은線量에서는 損傷과 회복이 서로 병행하여 일어나기 때문이다.¹⁵⁾ 放射線에 의한 損傷은, 被曝後 상당기간이 경과한 후에 나타나기도 하는데¹⁶⁾, 이를 遲發性障害(late damage)라 한다.

致死 이외에 중요한 生체內 변화는, 주로 낮은線量으로 인한 增殖力, 生理代謝, 行動, 病原菌 및 捕食者에 대한 抵抗性 등의 변화와 遺傳的 變化 등이다. Bonham과 Donaldson¹⁷⁾은, 연어의 稚魚에 受精後부터 0.5~20R·day⁻¹의線量率로 照射시킨 후 방류하고 回歸性과 增殖力에 미치는 영향을 관찰하였는데, 0.5~5.0 R·day⁻¹(총 ~355R)의線量率인 경우, 연어의 回歸性과 增殖力에 미치는 영향은 거의 없었으나, 10R·day⁻¹(총 810R) 이상인 경우에는 放射線被曝으로 인한 損傷이 나타나며 성장율도 작은 것으로 보고하였다. ¹³⁷Cs에서 방출되는 γ -線에 照射된 넙치류 魚卵의 부화에 관한 일련의 실험에서는, 受精후 부화할 때까지 10mR·hr⁻¹~1R·hr⁻¹의線量率(총 ~500R)로 被曝된 魚卵의 경우, 부화에는 아무 영향이 없으며 放射線에 의한 損傷도 관찰할 수 없었다고 보고하였다.^{18,19)} 水棲蠅蟬이류인 *Physa heterostrophs*의 경우, 약 24週에 걸친 全 생애를 통해 1R·hr⁻¹(총 약 4,000R) 이상의線量率로 피폭된 개체에서 增殖力의 감퇴를 관찰할 수 있었으며, 10R·hr⁻¹ 이상에서는 種의 소멸이 초래되었다.²⁰⁾

放射線에 의한 損傷은 生理的인 측면에서도 관찰될 수 있다. 植物性플랑크톤을 ²²⁶Ra을 첨가한 培養液(농도, 3×10⁻⁸Ci/l)에 24시간 노출시켰을 경우 光合成能이 현저히 감소하며²¹⁾, 1×10⁻⁶~1×10⁻⁵Ci/l의 ³H농도는 무지개송어의 抗體生産能을 저하시킨다는 보고가 있다.²²⁾ 放射性物質이 폐기되는 곳을 포함한 실제 自然環境內에서의線量이 致死線量보다 현저히 낮다는 점을 감안할 때, 낮은線量으로 지속적으로 被曝되었을 경우의 影響에 관한 연구는 매우 중요한 연구과제이나 현재까지로서는 연구가 미흡한 실정이다.

2.3. 遺傳的 影響과 生物集團

生體內의 放射性核種은 특정 器官이나 組織에 축적되었을 때, 많은 손상을 준다. 細胞內에서도 DNA分子에 근접 또는 부착되었을 때 심한 손상이 초래된다.²³⁾ 生殖細胞의 DNA分子에 손상이 일어나 突然變異 또는 染色體變異가 유발될 경우, 이 損傷은 다음

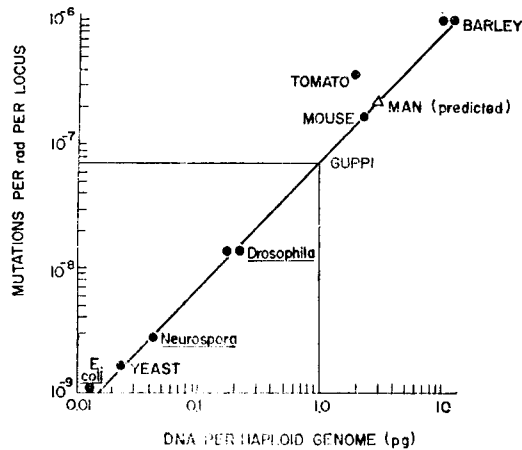


Fig. 2. Relation between Mutation Rate per rad per Locus and the DNA Content per Haploid Genome

세대로 전달된다. 突然變異率は 그림 2에서 보는 바와 같이 DNA含量과 밀접한 관계가 있다.^{14, 23)}

遺傳의 影響에 관한 연구는 주로 微生物이나 초파리(*Drosophila*) 및 쥐를 대상으로 이루어졌다. 魚類에서의 突然變異는 송사리과의 열대어인 *Lebistes reticulatus*를 대상으로 한 실험에서 최초로 관찰되었으며²⁴⁾, 이어 γ-線에 照射된 무지개송어의 精子와 卵子에서의 染色體變異로 인한 胚(embryo)의 畸形이 관찰되었다.²⁵⁾

水棲生物의 集團수준에서의 遺傳的 影響에 관한 연구는 매우 빈약한 편이어서 여기에서는 대장균(*E. coli*), 초파리 및 쥐 등을 대상으로 하여 얻은 정보를 이용하여 언급하겠다.

魚類의 DNA含量은 1N염색체(haploid)當 0.4~4.4 pg으로 알려졌는데, 그림 2와 같은 관계식을 이용하면 1N染色體當 1pg으로 가정할 때 *Lebistes*의 突然變異率は 7×10^{-8} /rad/locus으로 얻어진다. 이 값은 실제 *Lebistes*를 대상으로 얻은 실험치와 대체적으로 일치한다.²⁴⁾ 이 魚類의 遺傳子部位의 數를 약 1×10^4 이라 하면²⁶⁾, 接合體(zygote)當 突然變異率は 7×10^{-4} /rad가 된다. 이것은 精子와 卵子에 0.5rad씩의 線量을 가했을 때 발생하는 모든 突然變異遺傳子가 모두 優性致死因子라 가정하더라도 다음 세대의 致死率은 0.1%미만이라는 계산이 된다. 이것은 한 예이지만, 이와 같이 集團수준에서의 遺傳的 影響을 정량적으로 다루는 것이 필요하다.

突然變異는 대개 생물체에 해로운 방향으로 일어나는 것으로 간주되며, 現存하는 해로운 遺傳子는 자연도태(natural selection)라는 압박을 받게 되어, 害로

운 遺傳子가 다음 세대로 전달될 확률은 극히 낮다. 그러나 長期的으로 볼 때, 突然變異 發生頻度の 증가는 그 害로운 遺傳子가 비록 劣性이라 하더라도 集團內 遺傳子푸울(gene pool)에 축적되어 결과적으로 그 生物集團의 環境에의 適合性을 감소시킬 것으로 예상된다.

2.4. 回復現象

生物體는 낮은 線量에 피폭될 경우, 放射線에 의한 손상으로부터 회복되는 현상을 보인다. Meyer 등²⁷⁾은 *Drosophila*(우)의 미성숙한 生殖細胞에 20, 100, 500R의 X-線을 照射한 후 劣性致死突然變異의 발생빈도를 관찰한 결과, 낮은 線量에 피폭된 개체는 X-線에 전혀 照射되지 않은 개체보다 그 발생빈도가 오히려 낮음을 발견하였다. 무지개송어의 경우에도, 精子에 적은 線量(50rad 이하)을 가했을 때 胚의 生産과 生存能力이 增大됨이 관찰되었다.²⁸⁻³⁰⁾ 이것은 낮은 線量은 生體內 치료기작을 자극하여 가해진 방사선에 의한 손상뿐 아니라 자연적으로 발생하는 손상(spontaneous mutation)까지도 모두 치료한 때문으로 해석된다. Horsky와 Laszlo³¹⁾는 綠藻類인 *Oedogonium cardiacum*을 대상으로 한 실험에서 이같은 치료효과는 cycloheximide에 의해 저해됨을 발견하였다. 이것은 치료기작에 어떤 단백질의 합성이 관여되어 있음을 시사하는 것이다.

이와 같은 放射線損傷에 대한 補償은 細胞水準에서 뿐 아니라, 生物體水準이나 生物集團水準에서도 일어난다. 비교적 낮은 線量率로 지속적으로 피폭된 魚類, *Gambusia affinis*(線量率 $10.9 \text{ rad} \cdot \text{day}^{-1}$)의 경우, 胚의 畸形은 더 많아지는 한편, life cycle을 짧게 하여 魚卵의 生産을 증대시켜 더 많은 個體가 생겨난다.³²⁾ 水棲달팽이類인 *Physa heterostroph*a(線量率 $0.65 \text{ rad} \cdot \text{day}^{-1}$)의 경우, capsule 生産能은 감소하나 capsule當 알의 數는 증가하여 總 卵의 數는 감소되지 않으며, 이러한 현상은 높은 線量率로 피폭되거나 急性被曝의 경우에는 관찰되지 않는다.^{20, 33)} 이와 같이 각 생물체는 放射線의 압박에 대하여 能動的으로 대응하는 것처럼 보이기도 한다.

3. 發電所 冷却系統과 環境

輕水型 原子爐의 경우 熱效率은 대략 33%이며 約 62%의 熱이 復水器 冷却水로 제거된다. 1,000MWe 용량인 경우 冷却水의 流量을 $45 \text{ m}^3/\text{sec}$ 라 가정하면 평균 10°C 水溫上昇이 예견된다. 貫流冷却方式(Once-

through Cooling System)을 擇할 경우, 이 水溫이 上昇된 冷却水는 모두 主의 水域으로 放出하게 된다. 이 溫排水는 주변 海域에 棲息하는 生物體에 직접적 또는 간접적으로 영향을 미치게 된다. 또한 발전소 냉각계통은 取水스크린에서의 비교적 큰 生物體의 충돌, 비교적 작은 動·植物性 플랑크톤, 魚卵 및 稚魚의 復水器 冷却系統 通過 등 物理的, 機械的 要因으로 인한 損傷과 附着生物 제거용 化學藥品으로 인해 生物體에 손상을 주게 된다.^{34~36)}

3.1. 生物學的 影響

水溫上昇은 물의 物理·化學的性質을 변화시킨다. 그중 重要的한 것이 溶存酸素量(D.O.)인데 D.O.는 水溫이 上昇함에 따라 감소하게 되는 반면, 生物의 酸素要求量은 生理代謝 速度가 온도상승으로 빨라지므로 많아지게 된다. 한편 取水된 冷却水가 D.O.로 이미 飽和되었을 경우 冷却系統을 통과하는 동안의 수온 상승으로 過飽和상태에 도달한다. 溶存氣體가 大氣中の 氣體와 평형상태에 도달하는 과정은 상당히 느리게 進行되기 때문에 過飽和 水準은 넓은 水域으로 擴散된다. 이 과포화된 물에 魚類가 집할 때, 심한 경우 개스塞栓症(Gas embolism)을 유발하기도 한다.³⁷⁾

生物에는 자기 獨特한 致死온도와 生長과 生殖에 대한 最適溫度가 存在하며, 魚類의 回遊같은 중요한 各生物의 行動에 대한 단서가 되는 特定溫度가 존재하여 극히 작은 溫度變化에도 민감하게 反應한다. 또한 各 生育단계에서 요구되는 最適溫度도 다르다. 魚類의 例³⁵⁾는 表 2와 같다.

生物의 生活史에서 要求되는 溫度의 範圍를 大別하면, 生育溫度範圍와 生殖溫度範圍로 구분되는데, 일반적으로 生殖溫度범위가 현저하게 좁다.³⁸⁾

모든 生物體에는 生育下限溫度, 最適溫度, 生育上限溫度가 존재한다. 最適溫度는 항상 生育下限온도보다 는 生育上限온도에 가깝다. 이러한 이유로 溫度가 最適溫度보다 낮아지면 成長率은 서서히 감소하나 最適溫度보다 높아지면 成長率은 급격히 減少하게 된다.

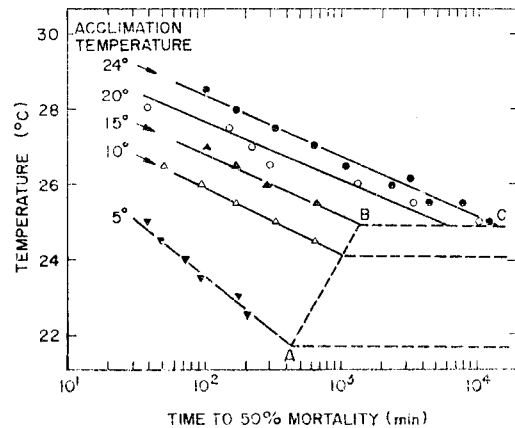


Fig. 3. Time to Death of a Representative Aquatic Organism (Chinook salmon fry) as a Function of Exposure Temperature and Acclimation Temperature. At times beyond the lines A-B-C, there is indefinite survival.

이 세 가지 溫度를 基本溫度(Cardinal temperature)라 하는데 이 基本溫度는 各 生物體마다 固有한 特性으로 존재한다.

生物體가 致死하게 되는 온도를 致死溫度라 하는데, 이 致死溫度는 항상 一定한 것은 아니며 狀況에 따라 變化한다. 致死溫度는 生物體가 어떤 온도에 적응되어 왔는가에 따라 달라지는데 치누크 연어의 例³⁶⁾는 그림 3에 보인바와 같다.

熱致死는 溫度變化의 幅(ΔT)과 露出時間에 따라 달라지며, 溫度變化에 대한 耐性은 어떠한 環境에 적응되어 왔는가에 따라 달라진다. 비교적 條件이 一定한 環境에서 서식한 種보다는 潮間帶같이 變化가 심한 환경에서 적응된 種이 耐性이 더 強하다.^{33,39)}

溫度가 상승하면 細胞內的 生理代謝가 활발해지서 재반조건이 良好하다면 어느 限度까지는 成長이 促進된다. 光合成의 경우, 빛과 무기영양분이 充分한 조건일 때 대략 25°C까지는 光合成이 활발해 진다. (그림 4) 그러나 呼吸도 왕성하여 지므로 純光合成量 즉 成長

Table 2. Fish Development and Growth Related to Temperature(°C)

Species	Spawning	Development of fry	Maximal growth	Optimum	Lethal
Cod	max. 14	10.0			19.8—24.4
Salmon	max. 10	4—8	15—18	14—15	23
Rainbow trout			14—18	13	23—24
Carp		13—24	20—25	27—32	35—37
Herring	max. 5.5	18—24			19.5—24.7

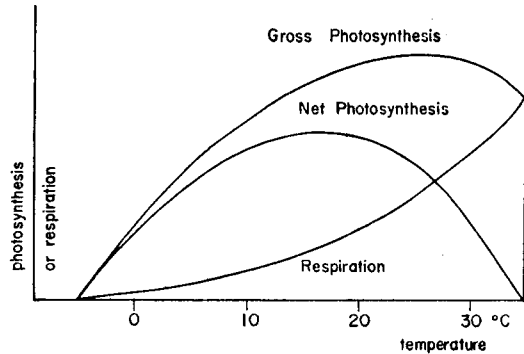


Fig. 4. Net Photosynthesis as a Function of Gross Photosynthesis and Respiration and Their Temperature Dependence

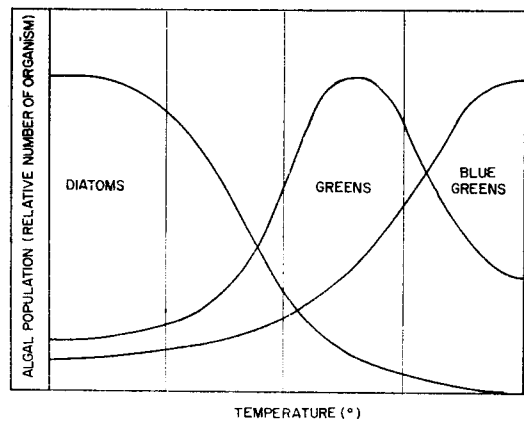


Fig. 5. Population Changes among Algal Groups with Change in Temperature

은 그보다 낮은 온도에서 최대에 이른다.^{36,40)} 一般적으로 수온이 낮을 경우(16°C 이하) 온배수방출水域에서는 광합성이促進되나, 수온이 높을 경우(20°C 이상)에는 광합성이 저해된다.^{41,42)} 이와類似的呼吸—成長의 관계는 모든生物種에 共通的인 것이다.

北半球 溫帶地方의 경우 온배수 放出水域에 棲息하는生物體의 生體量은 夏季에는 大部分 감소하며, 冬季에는 溫度變化가 심하지 않고 제한 生育條件이 양호한 경우에는 生體量이 增加하는 현상을 보이기도 한다.^{35,36)}

溫度變化는 種組成的 變化를 유발하여 結果적으로 遷移가 일어나게 된다. 植物性 플랑크톤의 경우는 그림 5에 나타나 있다.

수온이 上昇하면 식물성 플랑크톤의 種組成은 矽藻類—綠藻類—藍藻類로 바뀌게 된다. 藍藻類는 高溫에서 잘 견디는 種類로서 수온이 30°C 以上으로 되면 이

들이 優點種의 位置를 차지하게 된다.³⁴⁾ 이 남조류는 魚類가 좋아하는 먹이가 아니며 또 그 중 몇종류(*Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae* 등)는 毒性을 나타내기도 하므로 남조류의 優點群落은 바람직 하지 않다고 하겠다.

動·植物性 플랑크톤과 魚卵 및 稚魚는 取水 스크린을 통과하여 復水器 冷却系統으로 流入되는데 이때, 급격한 溫度變化, 壓力變化 및 심한 亂流과 各種 有毒物質에 露出되어 많은 個體가 致死하게 된다. 이때 主된 致死要因은 熱 충격과 有毒性化學物質(NaOCl)이며, 이 둘은 서로 相助的으로 作用한다.^{35,36)}

底棲無脊椎動物은 溫排水 影響에 대한 指標種으로 간주되는데, 이들 무척추동물의 正常的인 生活史에는 각 成長段階에서 적절한 온도변화가 요구되며 成長단계중 어느 한 기간에서는 낮은 수온이 必須的임이 알려졌다.⁴³⁾

大體로 發電所 排水口 부근의 水域에서는 底棲無脊椎動物의 數가 減少한다.^{44,45)} 수온變化는 生物體의 主要 行動에도 영향을 미치는데 동물성 플랑크톤의 주기적인 上下運動⁴⁶⁾ 및 魚類의 回遊⁴⁷⁾가 방해받기도 한다. 이밖에 수온上昇은 一般적으로 病原菌에 대한 抵抗性を 弱화시키며⁴⁸⁾, 有毒物質이 존재할 경우 그 毒性은 수온이 높을수록 더 커지는 傾向을 보인다.

3.2. 溫排水와 群集生態

수온變化는 各 生物 群集의 種組成을 변화시켜 遷移가 일어난다. 식물성 플랑크톤에 관해서는 前述한 바 있는데, 새로운 群集이 形成될 경우에도 安定된 群集

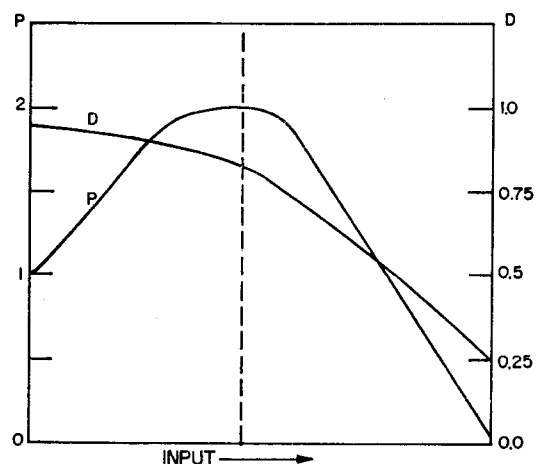


Fig. 6. Hypothetical Performance Curves for Productivity (P) and Diversity (D) as Function of Increasing Inputs of Usable Wastes

을 이룰 수 있으나, 環境條件이 極端的인 方向으로 변할 경우 限定된 種의 生育에만 有利한 環境을 조성하여 대부분 種多樣性이 감소하게 되며, 전체 生態系의 安定性이 감소하게 된다. 水棲昆蟲의 경우, 溫排水 影響域에 서식하는 群集의 種多樣性은 자연상태에 있는 群集의 種多樣性보다 작음이 報告되었다.⁴⁹⁾

一般的으로, 安定된 生態系에 水溫의 上昇이나 영양분의 流入 등 전체 生態系의 生産性을 증가시키는 要因이 導入될 경우 種多樣性은 그림 6과 같이 감소하게 된다.⁵⁰⁾

種多樣性이 生態系의 安定性을 그대로 反映하는 것은 아니나 全體 生態系의 安全性을 考慮하여야 함은 너무나 當然하다고 본다.

3.3. 廢熱의 有効利用

원자력발전時 생성되는 열에너지의 2/3는 주위環境으로 방출되는 데 이 廢熱을 이용, 冷煖房, 農業 또는 水產養殖 등에 이용하는 방안이 현재 다각적으로 검토되고 있다.^{35,36,51)}

새우, 굴 또는 바다가재 등 식용 魚貝類 및 綠藻類는 적절한 온도가 유지되는 海域에서 最大成長을 보이고 있는 데 이들의 水產養殖이 세계 여러 곳에서 시도되고 있다. 溫排水를 이용하는 수산양식 中 가장 성공적으로 이루어지고 있는 경우는 미국 New York의 Northport에 있는 Long Island 굴 양식장이다. 이 경우, 굴의 成長率은 무려 5배 이상 加速되는 것으로 보고되었다.⁵¹⁾

일본에서는 10여년 전부터 溫排水를 이용, 새우, 뱀장어, 방어, 도미 등을 양식하는 연구가 진행되고 있으며 그 中 Takai 발전소에서는 현재 도미, 전복 및 새우 등의 대규모 양식계획이 진행되고 있다.³⁵⁾

이러한 溫排水를 이용하는 수산양식은 크게 두가지 문제점이 있다. 하나는 冷却水와 함께 각종 化學物質이 동시에 방출된다는 점이고 다른 하나는 發電所의 一時的 稼動中斷時 높은 水溫에 적응된 생물체가 생육에 영향을 받게 된다는 점이다.

4. 複合 效果

海岸이나 河口는 가장 生産性이 높은 生態系 中の 하나이며 또한 가장 변화가 심한 곳이다. 이곳은 또한 原子力 發電所로부터 방출되는 放射性 廢棄物質, 溫排水 및 각종 化學物質이 유입되는 곳이기도 하다. 이들은 각기 獨立的으로 영향을 미치는 것이 아니며 相互作用이 일어난다. 둘 이상의 要因이 複合的으로 작용

하여 各各의 영향의 합보다 크게 작용하는 경우 相助作用(synergism)이라 하고 그 영향이 적을 때를 拮抗作用(antagonism)이라 한다.

溫度 上昇과 鹽素 毒性이 서로 相助作用 한다는 것은 전술한 바 있는 데, 일반적으로 有毒物質의 毒性은 온도가 증가함에 따라 증가한다.

온도의 변화는 放射性物質의 生物濃縮에 많은 영향을 끼친다. 보통 온도가 상승할 수록 방사성 물질의 흡수가 많아지나⁵²⁾ 그 반대의 경우도 보고되었다.⁵³⁾ 또한 放射線에 의한 損傷을 치료하는 機作은 온도에 많은 영향을 받으며^{54~56)} 放射線 損傷에 대한 저항성은 높은 온도와 강한 빛에 적응된 종들이 큰 것으로 보고되었다.⁵⁷⁾

일반적으로 物理・化學的 條件의 변화가 심한 곳에 서식하는 생물들이 일정한 環境에 서식하는 생물보다 放射線 損傷에 저항성이 크다. 이것은 변화가 심한 環境 下에서 서식하고 있는 生物集團에서의 遺傳情報의 多樣性에 기인하는 것으로 인식되어 있다.^{58,59)} 또한 이러한 변화가 심한 環境 下에서 서식하고 있는 種의 溫度變化에 대한 耐性이 더 강하다는 것은 전술한 바 있다. 반면에 먹이를 극히 제한한 生物集團에서는 放射線에 더 민감하다.^{60,61)}

대체로, 이에 관한 연구가 아직 미흡한 실정이어서 일반적인 결론을 얻기는 어려우나, 이러한 複合效果가 존재한다는 점을 인식하여 放射性物質 및 溫排水 放出로 인한 영향을 종합적으로 評價하는 것이 바람직하다.

5. 評價 및 結論

실험실에서 사용된 대부분의 線量은 매우 높은 수준이어서 그 결과로써 실제 自然環境에서의 放射能 水準으로 인한 영향을 評價하기란 무척 어렵다. 그러나 미흡하나마 현재까지의 研究結果를 통해 볼 때 放射性物質의 廢棄를 적절히 관리한다면 生態系 파괴는 일어나지 않을 것으로 예상된다.

溫排水 放出로 인한 영향은, 적절한 立地 選定과 設計上의 검토가 이루어진다면 그 영향을 最少限으로 줄일 수 있을 것이며 溫排水를 水產資源 養殖에 이용하는 등의 방법을 통하여 유익한 결과를 얻을 수도 있다.

무엇보다도 중요한 것은 放射性物質 및 溫排水의 방출로 인한 生態系의 영향을 정확히 파악・이해하는 것인데 현재로서는 各 生物個體에 미치는 영향은 비교적 자세히 규명되었으나 集團水準, 群集水準, 生態系水準

에서의 영향에 관해서는 연구가 미흡한 실정이다.

生態系는 外部의 자극으로 일시적으로 그 安定性이 깨진다 하더라도 그 자극이 그리 크지 않다면 다시 安定된 상태를 이루려는 경향이 있다. 문제되는 것은, 어떤 자극의 強度에서 生態系의 균형과 적응력이 파괴되는가 하는 점이며 만일 새로운 안정된 상태의 生態系를 형성했을 경우, 인간에서 이로운 방향으로 이루어질 수 있는가 하는 것이 관심이 된다 하겠다. 무엇보다도 중요한 점은 우리가 아직 放射性物質 및 溫排水 放出으로 인한 영향 및 變化의 樣相을 완전히 파악·이해하지 못하고 있다는 사실이다.

References

1. A. Preston, "Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment (Proc. Symp. Otaniemi, 1975)", p.3, IAEA, Vienna (1975)
2. National Academy of Sciences, "Radioactivity in the Marine Environment," Ch. 7, NAS, Washington, D.C. (1971)
3. E.P. Odum, "Fundamentals of Ecology," Ch. 17, W.B. Saunders Co., U.S. (1971)
4. D.S. Woodhead, "Effects of Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems," Ch. 1, IAEA, Vienna (1976)
5. R.S. Russel, *Health Phys.*, **11**, 1305 (1965)
6. J.L. Nelson, R.W. Perkins, J.M. Nielsen and W.L. Haushield, "Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Waters (Proc. Symp. Vienna, 1966)", p.139, IAEA, Vienna (1966)
7. R.J. Munson and B.A. Bridges, *Nature*, **210**, 922 (1966)
8. S. Okada, "Radiation Biochemistry", vol. 1, Academic Press Inc. (1970)
9. A.P. Casarett, "Radiation Biology", Prentice-Hall Inc. (1968)
10. I.L. Ophel, "Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems (Tech. Rep. No. 172)", Ch. 2, IAEA, Vienna (1976)
11. G.M. Woodwell, *Science*, **138**, 572 (1962)
12. G.M. Woodwell, *Sci. Am.*, **208** (6), 40 (1963)
13. S.I. Auerbach, *Ecology*, **39**, 522 (1958)
14. A.H. Sparrow and G.M. Woodwell, *Radiat. Bot.*, **2**, 9 (1962)
15. T.M. Koval, R.W. Hart, W.C. Myster and W. F. Hink, *Int'l. J. Rad. Biol.*, **35** (2), 183 (1979)
16. I.L. Shechmeister, L.J. Watson, V.W. Cole and L.L. Jackson, *Radiat. Res.*, **16**, 89 (1962)
17. K. Bonham and L.R. Donaldson, "Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Waters (Proc. Symp. Vienna, 1966)", p.869, IAEA, Vienna (1966)
18. V.M. Brown and W.L. Templeton, *Nature*, **203**, 1257 (1974)
19. W.L. Templeton, "Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans and Surface Waters (Proc. Symp. Vienna, 1966)", p.847, IAEA, Vienna (1966)
20. J.L. Cooley and F.L. Miller, *Radiat. Res.*, **47**, 716 (1971)
21. B. Havlik, *Radiat. Res.*, **46**, 490 (1971)
22. J.A. Strand, M.P. Fujihara, W.L. Templeton and F.G. Tangen, "Radioactive Contamination of the Marine Environment (Proc. Symp. Seattle, 1972)", p.543, IAEA, Vienna (1973)
23. S. Abrahamson, M.A. Bender, A.D. Conger and S. Wolff, *Nature*, **245**, 460 (1973)
24. C.E. Purdom, "Disposal of Radioactive Wastes into Seas, Oceans, and Surface Waters (Proc. Symp. Vienna, 1966)", p.861, IAEA, Vienna (1966)
25. J.F. McGregor and H.B. Newcombe, *Radiat. Res.*, **35**, 282 (1968)
26. D.S. Woochead, "Population Dose Evaluation and Standards for Man and his Environment (Proc. Seminar, Portoroz, 1974)", p.555, IAEA, Vienna (1974)
27. H.U. Meyer and S. Abrahamson, *Genetics* (Suppl.), **68**, S44, (1971)
28. J.F. McGregor and H.B. Newcombe, *Radiat. Res.*, **52**, 536 (1972)
29. H.B. Newcombe, *Health Phys.*, **25**, 105 (1973)
30. H.B. Newcombe and J.F. McGregor, *Radiat. Res.*, **51**, 402 (1972)
31. A. Laszlo and R.J. Horsley, *Radiat. Res.*, **55**, 594 (1973)
32. B.G. Blaylock, *Radiat. Res.*, **37**, 108 (1969)
33. J.L. Cooley, *Radiat. Res.*, **54**, 120 (1973)

34. S. Glasstone and W.H. Jordan, "Nuclear Power and its Environmental Effects", American Nuclear Society, Ill. (1980)
35. IAEA, "Thermal Discharges at Nuclear Power Stations: Their Management and Environmental Impacts (Tech. Rep. No. 155)", IAEA, Vienna (1974)
36. IAEA, "Environmental Effects of Cooling Systems (Tech. Rep. No. 202)", IAEA, Vienna (1980)
37. R.G. Otto, "Thermal Ecology II", 121, ERDA Symp. Series 40, NTIS, Springfield, Virginia (1976)
38. E. Naylor, *Adv. Mar. Biol.*, 3, 63 (1965)
39. D.E. Hoss, L.C. Coston, J.P. Baptist and D.W. Engel, "Environmental Effects of Cooling Systems at Nuclear Power Plants (Proc. Symp., Oslo, 1974)", IAEA, Vienna (1975)
40. J.W. Foerster, F.R. Trainer and J.D. Buck, *J. Water Pollut. Control Fed.*, 46, 2138 (1974)
41. F.J.P. Briand, *Mar. Biol.*, 33, 135 (1975)
42. M.C. Miller, G.R. Hater, T.W. Federle and J.F. Reed, "Thermal Ecology II", p. 251, ERDA Symp. Series 40, NTIS, Springfield, Virginia (1976)
43. J.W. Hedgpeth and J.J. Gonor, "Biological Aspects of Thermal Pollution", p. 80, VanIerbilt Univ. Press (1969)
44. J.E. Warinner and M.L. Brehmer, *Int. J. Air, Water Pollut.*, 10 (4), 277 (1966)
45. R.G. Bader and D.C. Tabb, "An Ecological Study of South Biscayne Bay in the vicinity of Turkey Point", Progress Rep. to USAEC, Univ. of Miami, Florida (1970)
46. C.W. Gehrs, "Thermal Ecology", p. 285, USAEC Symp. Series 32, NTIS, Springfield, virginia (1974)
47. J.W. Banks, *J. Fish Biol.*, 1, 85 (1969)
48. D.P. de Sylva, "Biological Aspects of Thermal Pollution", p. 229, Vanderbilt Univ. Press (1969)
49. F.G. Howell and J.B. Gentry, "Thermal Ecology", p. 562, TSAEC Symp. Series 32, NTIS, Springfield, Virginia (1974)
50. E.P. Odum and R.L. Kroodsma, "Thermal Ecology II", p. 1, ERDA Symp. Series 40, NTIS, Springfield, Virginia (1976)
51. W.G. Blter "Environmtal Effects of Cooling Systems at Nuclear Power Plants (Proc. Symp., Oslo, 1974)", p. 3, IAEA, Vienna (1975)
52. B. Patel, M.C. Balani, S. Patel, V.K. Panday and S.D. Soman, "Combined Effects of Radioactive, Chemical and Thermal Releases to the Environment (Proc. Symp., Stockholm, 1975)", p. 17, IAEA, Vienna (1975)
53. R.S. Harvey, *Health Phys.*, 19, 293 (1970)
54. H. Etoh and N. Egami, *Radiat. Res.*, 32, 884 (1967)
55. Y. Hyodo, *Radiat. Res.*, 24, 133 (1965)
56. Y. Hyodo, *Radiat. Res.*, 26, 383 (1965)
57. N.M. Saks and J.J. Lee, "Radioactive Contamination of the Marine Environment (Proc. Symp., Seattle, 1972)", p. 565, IAEA, Vienna (1973)
58. T. Long, *Genetics*, 66, 401 (1970)
59. J.R. Powell, *Science*, 174, 1035 (1971)
60. J.S. Marshall, *Ecology*, 43, 598 (1962)
61. J.S. Marshall, *Ecology*, 47, 561 (1966)